

LIA DE SOUSA MALDANER

COBERTURA PARA OXIDAÇÃO BIOLÓGICA DO METANO EM
ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

São Paulo
2011

LIA DE SOUSA MALDANER

COBERTURA PARA OXIDAÇÃO BIOLÓGICA DO METANO EM
ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Dissertação apresentada à Escola
Politécnica da Universidade de São Paulo
para a obtenção do título de Mestre em
Engenharia

Área de concentração: Engenharia
Geotécnica e Ambiental

Orientador: Prof. Livre-docente Fernando
Antônio Medeiros Marinho

São Paulo
2011

FICHA CATALOGRÁFICA

Maldaner, Lia de Sousa

Cobertura para oxidação biológica do metano em aterros de resíduos sólidos urbanos / L.S. Maldaner. -- São Paulo, 2011. 108 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Estruturas e Geotécnica.

1. Resíduos sólidos 2. Aterros sanitários 3. Coberturas 4.Oxidação 5. Biogás I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia de Estruturas e Geotécnica II. t.

Aos meus pais,
Maria José e Luiz Carlos

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao orientador Prof. Fernando Marinho pela oportunidade, idéias e discussões.

Ao Alexandre, Fábio e demais funcionários do Departamento de Limpeza Pública da Prefeitura de Campinas pelo apoio nos trabalhos de campo.

Ao José Geraldo, Rogério e demais funcionários da TECAM por permitir o uso do espaço para a instalação dos biofiltros e pelo auxílio nos trabalhos de campo.

À Prof^a Maria Cristina Moreira Alves, à Prof^a Miriam Gonçalves Miguel e ao Prof. Fernando Jucá pela discussão dos dados.

Ao Weverton de Souza pela ajuda nos trabalhos de campo. À Simone Tessaro e à Prof^a Vivian Pellizari pela realização dos ensaios microbiológicos.

A todos os funcionários da EP-USP, em especial ao Antônio e Joaquim, do Laboratório de Mecânica dos Solos por toda ajuda durante a realização deste trabalho.

À FAPESP pelo auxílio financeiro através da bolsa de mestrado (2009/11188-5).

Aos colegas do Laboratório de Mecânica dos Solos pela companhia e amizade. À Rita e Estela, pelo incentivo e companheirismo.

À minha família, Luiz Carlos, Maria José, Mirna, Daniela, Marcelo, Gregório, Maria, Lídia, Bernadete, Anildo e Juliana pelo carinho e dedicação.

Ao Carlos, pelas contribuições, companheirismo, paciência e amor.

A todos que de alguma forma colaboraram para a realização deste trabalho, muito obrigada!

“The significant problems we face cannot be solved at the same level of thinking we were at when they were created”

Albert Einstein

RESUMO

A decomposição de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários é uma fonte importante de metano para a atmosfera. Este gás tem uma contribuição significativamente maior que o dióxido de carbono na retenção do calor na atmosfera e no conseqüente aquecimento global (efeito estufa). A oxidação biológica do metano nos sistemas de cobertura de aterros é uma alternativa para a diminuição das emissões fugitivas deste gás. Esse processo ocorre pela atividade microbiana em ambientes nos quais estão disponíveis metano, oxigênio e bactérias metanotróficas. O potencial de oxidação de metano nas camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU) pode ser favorecido pela criação de condições ambientais propícias. Este trabalho propõe uma metodologia para monitoramento e quantificação da oxidação do metano, a fim de avaliar o desempenho de diferentes materiais para coberturas oxidativas, levando-se em conta os aspectos climáticos. Foram avaliados dois sistemas de coberturas por meio de biofiltros. Estes biofiltros foram instalados no aterro DELTA A da cidade de Campinas, utilizando como fonte de metano um poço de captação de biogás do aterro. Foram utilizados dois tipos de materiais, um com resíduo de construção e demolição (RCD) e outro com areia natural, os dois misturados a composto orgânico maduro. Foram monitorados ao longo de 20 meses os perfis de concentração dos gases (metano, dióxido de carbono e oxigênio) e os fatores meteorológicos (pressão atmosférica, temperatura e precipitação). O estudo demonstrou que as duas misturas utilizadas podem oxidar o metano e que o fluxo de metano é controlado pela permeabilidade ao gás e este fluxo condiciona o percentual de oxidação. O valor máximo de oxidação obtido foi de cerca de 10 kg de CH₄/m²dia. O estudo propõe, ainda, uma metodologia para quantificação da oxidação do metano que toma como base as medições de concentração ao longo do perfil da camada e a vazão oxidada.

Palavras-chave: Biogás. Metano. Aterro. Resíduos sólidos.

ABSTRACT

The decomposition of solid waste in landfills is a major source of methane to the atmosphere. This gas contributes more than carbon dioxide to heat trapping in the atmosphere and to the consequent global warming (greenhouse effect). The biological oxidation of methane in landfill cover systems is an alternative to reduce fugitive gas emissions. This process occurs by microbial activity in environments where methane, oxygen and methanotrophic bacteria are available. The methane oxidation in urban landfill cover systems can be improved by the creation of favorable environment conditions. A methodology for monitoring and quantification of methane oxidation is proposed, to evaluate the performance of different materials for oxidative cover, taking into account the climatic aspects. We evaluated two biofilter cover systems installed at "Delta A" landfill located in the city of Campinas (SP). The gas collection system well was used as methane source. Two different materials were tested: (1) construction and demolition waste and (2) natural quartz sand, both mixed with organic mature compost. The methane, carbon dioxide and oxygen concentration profiles and meteorological factors (atmospheric pressure, temperature and precipitation) were monitored over 20 months. The two materials were capable of oxidizing methane. Methane oxidation was affected by flow rate through the cover system, and therefore by the material gas permeability. The maximum methane oxidation rate was approximately 10 kg CH₄/m².day. A methodology is proposed for quantifying methane oxidation based on measurements of methane concentration and flow rate in the upper part of the biofilter.

Keywords: Biogas. Methane. Landfill. Solid waste.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Seção típica de um aterro sanitário.....	20
Figura 2 Distribuição nacional por município do tipo de disposição de RSU.....	20
Figura 3 Distribuição das condições de disposição/tratamento de RSU no Estado de São Paulo (Cetesb, 2009)	21
Figura 4 Perfil esquemático de uma cobertura oxidativa e os fatores que influenciam sua eficiência.....	25
Figura 5 Fluxograma dos fatores que afetam a oxidação do metano, modificado de (Teixeira 2008)	27
Figura 6 Localização do município de Campinas no Estado de São Paulo	32
Figura 7 Vista aérea do aterro Delta A, em Campinas, e localização do sistema experimental.....	34
Figura 8 Materiais disponíveis na região do aterro Delta-A.....	35
Figura 9 Equipamentos utilizados nos ensaios de permeabilidade ao ar	38
Figura 10 Fotos do ensaio de permeabilidade ao ar com mistura solo da jazida e brita	40
Figura 11 Desenho esquemático do biofiltro e seus componentes	44
Figura 12 Sistema de aquisição de dados (a) e detalhe do pluviômetro e barômetro (b) instalados em campo	45
Figura 13 Verificação de calibração dos tensiômetros	47
Figura 14 Amostras compactadas com medição de sucção utilizando o T5x	47
Figura 15 Relação entre sucção e teor de umidade (w) para o solo da jazida	48
Figura 16 Resultados da verificação de calibração dos tensiômetros instalados em BF1.....	48
Figura 17 Resultados da verificação de calibração dos tensiômetros instalados em BF2.....	49
Figura 18 Fotos do procedimento de verificação da calibração dos sensores de umidade	50
Figura 19 Gráfico de calibração dos sensores de umidade volumétrica	50
Figura 20 Adaptação do poço de drenagem de biogás.....	51
Figura 21 Sequência fotográfica da preparação do sistema de alimentação de biogás	52
Figura 22 Fixação dos tanques na plataforma	53

Figura 23 Preparação do material do BF1	54
Figura 24 Montagem do biofiltro BF1	55
Figura 25 Instalação da manta para isolamento térmico	56
Figura 26 Condensador instalado na mangueira de alimentação de biogás	57
Figura 27 Preparação do material da camada oxidativa do biofiltro BF2	57
Figura 28 Homogeneização do material da mistura oxidativa do BF2 em campo	58
Figura 29 Instalação do sistema de aquisição de dados 2 e reposicionamento do biofiltro BF2	58
Figura 30 Bifurcação da mangueira para alimentação do biofiltro 2.....	59
Figura 31 Montagem do biofiltro BF2	60
Figura 32 Foto da medição indireta da vazão nos biofiltros BF1 (a) e BF2 (b)	61
Figura 33 Distribuição granulométrica dos materiais analisados.....	64
Figura 34 Permeabilidade ao ar dos materiais candidatos à composição da camada oxidativa	66
Figura 35 Curva de retenção do material da camada oxidativa do BF1 (dados de laboratório e campo)	68
Figura 36 Curva de retenção do material da camada oxidativa do BF2 (dados de campo e laboratório)	68
Figura 37 Carta de Plasticidade	69
Figura 38 Curva de compactação do solo da jazida do Delta A	70
Figura 39 Resultado da PCR para pmoA	71
Figura 40 Resultado do cultivo (solo da jazida, composto puro, BF1 e BF2)	72
Figura 41 Árvore filogenética do material contido no biofiltro BF1	73
Figura 42 Dados de pressão atmosférica e pluviometria no período de monitoramento	77
Figura 43 Variação da temperatura ambiente	78
Figura 44 Variação horária da temperatura no interior do BF1 no primeiro mês de monitoramento	79
Figura 45 Variação horária do teor de umidade volumétrico em BF1 no primeiro mês de monitoramento	80
Figura 46 Variação horária da sucção em BF1 no primeiro mês de monitoramento	80
Figura 47 Variação da temperatura média diária ao longo do tempo em BF1	81
Figura 48 Variação horária da temperatura e a média diária em BF1	82
Figura 49 Variação do teor de umidade (média diária) ao longo do tempo em BF1	83

Figura 50 Variação do grau de saturação ao longo do tempo em BF1	84
Figura 51 Variação da sucção (média diária) ao longo do tempo em BF1	85
Figura 52 Concentração dos gases ao longo do BF1	86
Figura 53 Concentrações anômalas dos gases verificados em BF1	87
Figura 54 Porcentagem de metano oxidado no BF1	88
Figura 55 Variação da pressão atmosférica com o tempo e porcentagem de metano oxidado no BF1	89
Figura 56 Variação da temperatura com o tempo e porcentagem de metano oxidado no BF1	89
Figura 57 Variação do teor de umidade volumétrico e porcentagem de metano oxidado no BF1	90
Figura 58 Variação da sucção e porcentagem de metano oxidado no BF1	90
Figura 59 Variação de temperatura média diária ao longo do tempo em BF 2	91
Figura 60 Variação da temperatura média diária ao longo do tempo em BF2	92
Figura 61 Variação do teor de umidade volumétrico (média diária) em BF2.....	93
Figura 62 Variação do grau de saturação no biofiltro BF2 (valores horários)	94
Figura 63 Variação da sucção (média diária) ao longo do tempo em BF2.....	95
Figura 64 Resultado de composição do biogás ao longo do BF2	96
Figura 65 Resultado do ensaio de tampa em campo no BF1.....	97

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Resultados de estudos de campo	30
Tabela 2 Massa específica dos grãos de cada material.....	63
Tabela 3 Condutividade hidráulica	66
Tabela 4 Limites de Atterberg do solo da jazida.....	69
Tabela 5 Índices de vazios das areias	70
Tabela 6 Resultado da caracterização química.....	74
Tabela 7 Sínteses das características dos materiais	75
Tabela 8 Síntese dos dados de temperatura em BF1	83
Tabela 9 Síntese dos dados de teor de umidade volumétrico em BF1	84
Tabela 10 Síntese dos valores de sucção em BF1	85
Tabela 11 Síntese dos dados de temperatura em BF2	92
Tabela 12 Síntese dos dados de teor de umidade volumétrico em BF2	94
Tabela 13 Síntese dos valores de sucção em BF2	95
Tabela 14 Fluxo de metano no biofiltro BF1	97

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BF biofiltro

CH₄ metano

CO₂ dióxido de carbono

O₂ oxigênio

PCR Polymerase Chain Reaction (reação em cadeia da polimerase)

RCD Resíduos de construção e demolição

RSU Resíduos sólidos urbanos

ST sensor de temperatura

SU sensor de umidade

TEN tensiômetro

URM Unidade recicladora de materiais

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	17
3	REVISÃO DA LITERATURA	18
3.1	Resíduos sólidos urbanos	18
3.2	A geração de metano em aterros de RSU	21
3.3	Oxidação biológica do metano em coberturas de aterros e as bactérias metanotróficas	22
3.4	Fatores que afetam a oxidação biológica do metano	25
3.5	Aspectos geotécnicos da camada de oxidação biológica do metano	29
4	MATERIAIS E METODOS	32
4.1	Área de estudo	32
4.2	Seleção dos materiais	34
4.3	Caracterização geotécnica	36
4.4	Caracterização biológica	42
4.5	Sistema experimental - Biofiltro	43
4.6	Adaptação do coletor de biogás	51
4.7	Instalação do biofiltro BF1	52
4.8	Instalação do condensador na mangueira de alimentação de biogás	56
4.9	Instalação do biofiltro BF2	57
4.10	Eficiência da oxidação do metano	61
4.11	Medição da vazão de metano e cálculo da taxa de metano oxidado	61
5	RESULTADOS	63
5.1	Caracterização geotécnica dos materiais para a camada oxidativa	63
5.2	Caracterização biológica dos materiais para a camada oxidativa	70
5.3	Caracterização química dos materiais para a camada oxidativa	73

5.4	Síntese das características dos materiais para a camada oxidativa	75
5.5	Caracterização do material para a camada de distribuição.....	76
5.6	Caracterização das condições meteorológicas	77
5.7	Pré-monitoramento do biofiltro BF1	78
5.8	Monitoramento do biofiltro BF1	81
5.9	Eficiência da oxidação do metano no biofiltro BF1	86
5.10	Monitoramento do biofiltro BF2	91
5.11	Eficiência da oxidação de metano no biofiltro BF2	95
5.12	Vazão de metano e taxa de metano oxidado	96
6	CONCLUSÕES	99
7	RECOMENDAÇÕES.....	101

1 INTRODUÇÃO

É cada vez maior o interesse dos cientistas, ambientalistas e população em geral pela discussão dos problemas relacionados ao aquecimento global, devido ao aumento das emissões antropogênicas de gases de efeito estufa, que tem a capacidade de reter o calor irradiado pela Terra na superfície atmosférica. Os principais responsáveis por este efeito são o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O), sendo o metano 25 vezes mais efetivo que o dióxido de carbono na absorção de calor (IPCC, 2007a).

A decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é uma importante fonte de metano. Os aterros sanitários são responsáveis por cerca de 18% das emissões deste gás no mundo (Bogner, et al., 2008). As bactérias metanotróficas utilizam o metano como fonte de carbono e energia, transformando-o em dióxido de carbono, água e biomassa celular. Surgiu, então, o interesse em compreender o potencial dessas bactérias em coberturas de aterros sanitários como barreira natural ao biogás liberado para a atmosfera.

Resultados de diversas pesquisas, e.g. (Humer & Lechner, 2001), (Nikiema, Brzezinski, & Heitz, 2007), (Ait-Benichou et al., 2009), (Scheutz, et al., 2009), (Einola J. , 2010),(Lopes, 2011), mostram que o potencial biológico natural de oxidação do metano pode ser favorecido pela criação de condições ambientais propícias na camada de cobertura do aterro. Estas condições estão relacionadas com aspectos geotécnicos. As características geotécnicas dos materiais utilizados na cobertura de aterros de RSU são fundamentais para o seu adequado funcionamento. Como a produção de metano se dá ao longo de cerca de 20 anos, os aspectos climáticos são também extremamente importantes, o que torna o estudo mais complexo e específico para cada região.

A cobertura de aterro sanitário, normalmente de solo argiloso, tem a função de minimizar a infiltração de água de chuva e evitar a saída de gás. Porém, esta cobertura tradicional sofre trincas de secagem ou de deslocamento, através das

quais o biogás escapa livremente para a atmosfera. Mesmo em aterros com captação e aproveitamento de biogás, esta perda ocorre. No Brasil, cerca de 30% dos municípios lançam os resíduos sólidos urbanos em lixões, que emitem metano diretamente para a atmosfera. A cobertura proposta neste trabalho é uma camada adicional à cobertura tradicional de aterros sanitários, a fim de interceptar essas emissões fugitivas e eliminar a emissão de metano nesses ambientes. No caso de lixões, a cobertura proposta pode ser aplicada diretamente sobre o resíduo, a fim de eliminar esta fonte de contaminação atmosférica e minimizar o impacto ambiental desse tipo de disposição.

As barreiras de oxidação requerem equipamentos comuns para sua construção e não necessitam de manutenção específica, o que reduz os custos referentes à fase de pós-fechamento do aterro. Podem-se usar materiais alternativos na sua construção, tais como resíduos de construção e demolição (RCD), resíduos industriais ou rejeitos de mineração, diminuindo assim os custos de recobrimento e agregando valor comercial aos mesmos.

Entre as diversas funções da cobertura de aterros de RSU a capacidade de oxidar o metano é o enfoque principal do presente estudo. Pretendeu-se, com este trabalho, avaliar o desempenho de diferentes materiais para cobertura oxidativa, considerando os fatores limitantes da oxidação e a influência do clima, e contribuir, assim, para viabilizar projeto e execução destas coberturas em aterros de RSU e lixões no Brasil, a fim de reduzir os problemas relacionados com a emissão de metano para a atmosfera nos locais onde o escape não pode ser controlado com facilidade.

O presente estudo foi desenvolvido no aterro sanitário DELTA A, localizado na cidade de Campinas (SP), onde foram instalados dois biofiltros, cujos monitoramentos permitiram avaliar a influência das condições ambientais e dos materiais utilizados na cobertura proposta para oxidação biológica do gás metano.

2 OBJETIVOS

Os principais objetivos desta pesquisa foram:

- Avaliar desempenho de diferentes materiais para cobertura oxidativa em aterro de RSU na região sudeste do Brasil, considerando os aspectos climáticos e a influência dos fatores limitantes.
- Definir as características geotécnicas e biológicas da cobertura oxidativa e estabelecer procedimentos para projeto e execução destas coberturas em aterro de RSU e lixões.

Foram ainda objetivos deste estudo:

- Desenvolver metodologia para monitoramento da cobertura avaliada.
- Estabelecer um procedimento para o monitoramento e quantificação das emissões e da oxidação do metano na cobertura.
- Utilizar a microbiologia molecular para caracterizar as bactérias metanotróficas presentes nas coberturas estudadas.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Resíduos sólidos urbanos

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) são gerados pelas diversas atividades humanas e tem diferentes origens: residencial, comercial, industrial, agrícola, hospitalar, limpeza pública, entre outras. Esses resíduos são classificados de acordo com sua periculosidade, segundo a NBR 10.004 – Resíduos sólidos – classificação (ABNT, NBR 10.004 - Resíduos sólidos - Classificação, 2004), em classe I (resíduos perigosos) e classe II (resíduos não perigosos):

- Classe I – resíduos perigosos: são aqueles que apresentam periculosidade, ou seja, características apresentadas, em função de suas propriedades físico-químicas ou infectocontagiosas, que podem representar potencial risco à saúde pública e ao meio ambiente, ou uma das propriedades seguintes: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade.
- Classe II – resíduos não perigosos, divididos em:
 - Classe IIA: não inertes, podem ter propriedades como combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água, porém não se enquadram na classe I.
 - Classe IIB: inertes, resíduos que por suas características intrínsecas não oferecem risco à saúde e ao meio ambiente.

Cada classe de resíduos deve receber tratamento próprio. Os resíduos perigosos, como alguns resíduos industriais ou resíduos de saúde, podem ser incinerados ou dispostos em aterros especiais, sendo a fonte geradora responsável por sua disposição adequada.

Os resíduos não perigosos, classe II, como os resíduos sólidos urbanos (RSU), resíduos de limpeza pública e resíduos de construção e demolição (RCD), são responsabilidade do poder municipal e normalmente dispostos em aterros sanitários.

A composição dos RSU que são dispostos em aterros sanitários é bastante heterogênea, possui matéria orgânica putrescível, plástico, papel e papelão, vidro, metais ferrosos e não ferrosos, madeira, panos, couro, borracha, resíduos minerais e contaminantes químicos e biológicos. A proporção de cada tipo varia de acordo com a localização, cultura e poder aquisitivo de cada região.

Quanto à forma de disposição final de RSU, tem-se:

- Lixões: onde os resíduos são despejados sem qualquer preocupação ambiental;
- Aterros controlados: onde há alguma interferência no sentido de minimizar os efeitos maléficos ao meio ambiente, como compactação e cobertura dos resíduos com solo;
- Aterros sanitários: onde há preocupação com todas as possíveis formas de poluição que uma atividade como esta pode acarretar. Nos aterros sanitários, há um sistema de impermeabilização de base para evitar contaminação do solo e água subterrânea pelo lixiviado; execução de sistema de drenagem de lixiviados e gases, a fim de tratá-los evitando contaminação de água e atmosférica, respectivamente; cobertura do resíduo diariamente, como forma de minimizar a propagação de odor e proliferação de vetores; cobertura final, para evitar a infiltração de água da chuva e escape do biogás; e drenagem superficial das águas pluviais. A Figura 1 apresenta um perfil esquemático de um aterro sanitário.

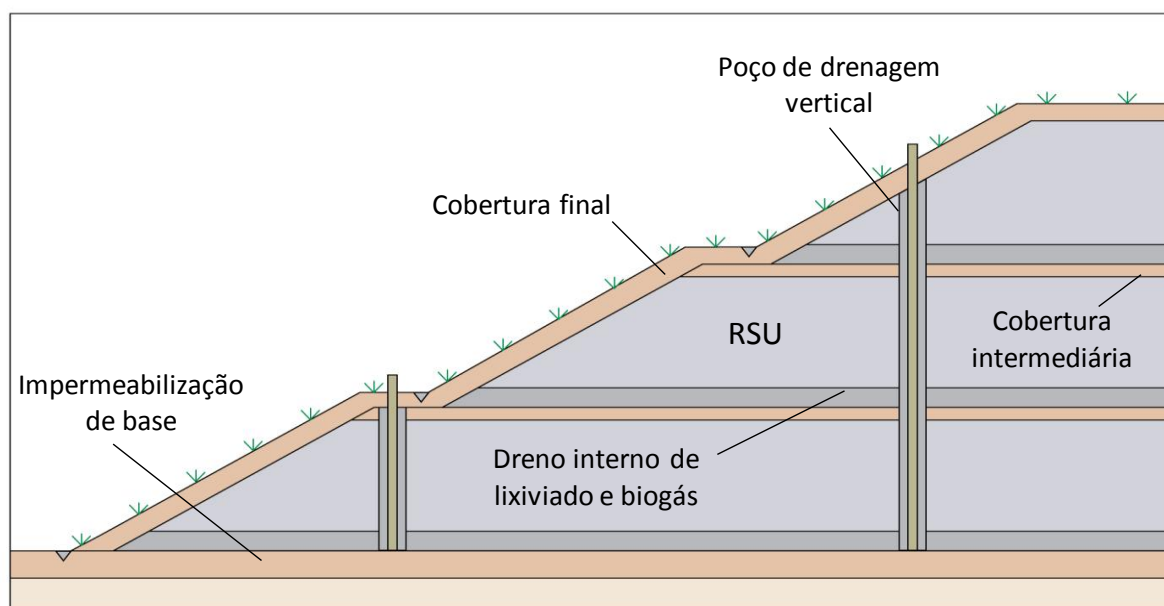


Figura 1 Seção típica de um aterro sanitário

Segundo ABRELPE (2009), o Brasil possui cerca de 160 milhões de habitantes na zona urbana que produzem aproximadamente 161 mil toneladas de RSU por dia. A pesquisa indica que 30% dos municípios dispõem seus resíduos sólidos em lixões, o que representa em massa 19%; 31% dos municípios, em aterros controlados (24% em massa), e somente 38% em aterros sanitários, equivalente a 57% em massa, conforme apresentado na Figura 2.

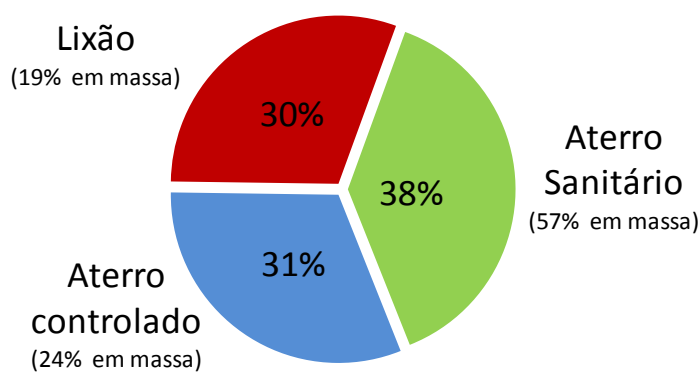


Figura 2 Distribuição nacional por município do tipo de disposição de RSU

No Estado de São Paulo, segundo dados do Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares (CETESB, 2009), a situação é melhor e vem melhorando significativamente ao longo dos últimos 13 anos, porém ainda não é ideal. Os sistemas de tratamento e disposição final de RSU foram avaliados nos 645 municípios do Estado por meio dos índices IQR (Índice de Qualidade de aterro de

Resíduos) e IQC (Índice de Qualidade de usina de Compostagem) e enquadrados em três categorias: condições inadequadas ($0,0 \leq \text{IQR/IQC} \leq 6,0$), condições controladas ($6,1 \leq \text{IQR/IQC} \leq 8,0$) e condições adequadas ($8,1 \leq \text{IQR/IQC} \leq 10,0$).

Os resultados obtidos indicam que a situação dos sistemas de tratamento/disposição de RSU em relação à quantidade de resíduos sólidos gerados é 1,0% inadequada, 15,1% controlada e 83,9% adequada, conforme ilustrado na Figura 3.

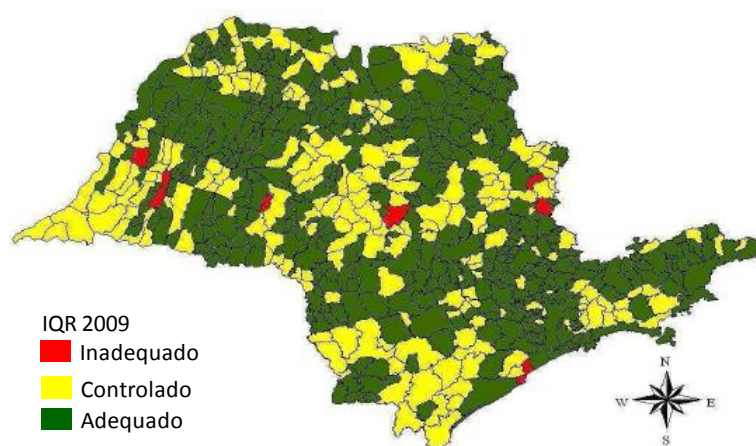


Figura 3 Distribuição das condições de disposição/tratamento de RSU no Estado de São Paulo (Cetesb, 2009)

3.2 A geração de metano em aterros de RSU

O processo de biodegradação dos resíduos passa por cinco fases até a bioestabilização. A fase I é aeróbia, devido à presença de oxigênio na massa de resíduos durante a disposição e compactação. A fase II é uma fase de transição em que o oxigênio é consumido e a condição anaeróbia é estabelecida. Na fase III (fase ácida), as atividades microbiológicas iniciadas na fase II são aceleradas com a produção de ácidos orgânicos, há liberação de CO_2 e H_2 . Na fase IV, a atividade metanogênica torna-se predominante, e a produção do metano é aumentada. Nesta fase, grande parte do sistema está em regime estabelecido, com a composição do gás e do lixiviado relativamente constantes. A passagem para a fase V se dá pela redução da velocidade de decomposição. A produção de gás se reduz significativamente, podendo haver entrada de ar novamente no sistema (Tchobanoglous, Theisen e Vigil, 1993).

O gás liberado neste processo, chamado de biogás, é composto principalmente por metano (CH_4 : 55-60% v/v) e dióxido de carbono (CO_2 : 40-45% v/v) e tende a migrar para a atmosfera. A decomposição anaeróbia dos RSU é, portanto, uma fonte importante de metano na atmosfera, sendo este gás liberado em lixões e em aterros sanitários, como emissões fugitivas. Nos lixões essa migração é livre, uma vez que não há sistema de cobertura. Nos aterros sanitários, a camada de cobertura final é, tradicionalmente, formada por solo argiloso compactado, para cumprir a função de minimizar a entrada de água de chuva, reduzindo, assim, a geração de lixiviado e a pressão neutra no maciço. O solo argiloso, porém, ao longo do tempo e das condições a que está submetido, sofre trincas de secagem e/ou de movimentação do maciço. As trincas se tornam caminhos preferenciais, por onde o biogás escapa livremente para a atmosfera. Este tipo de escape, ou emissão fugitiva, pode ocorrer mesmo em aterros em que há captação e aproveitamento de biogás.

Localmente, nas áreas de disposição de RSU associam-se odor desagradável (devido ao H_2S), capacidade de provocar tonturas e eventuais problemas de saúde à presença de biogás na atmosfera. Além disso, o gás metano em concentrações volumétricas entre 5 e 15% na presença de gás oxigênio é explosivo. Globalmente, este é um importante gás do efeito estufa e um dos responsáveis pelo aquecimento global.

3.3 Oxidação biológica do metano em coberturas de aterros e as bactérias metanotróficas

A cobertura para oxidação biológica do metano (cobertura oxidativa ou biocobertura) proposta é uma camada a ser colocada sobre a cobertura tradicional para interceptar as emissões fugitivas de aterros sanitários e oxidar o metano antes que ele entre em contato com a atmosfera, eliminando a emissão deste gás nos aterros controlados ou sanitários. A cobertura oxidativa pode, ainda, ser colocada diretamente sobre os resíduos, como cobertura única na recuperação de lixões, a

fim de mitigar o impacto causado ao meio ambiente por essa forma inadequada de disposição dos RSU.

É importante ressaltar que a cobertura oxidativa não é conflitante com o aproveitamento de biogás de aterros sanitários. Ela é uma ferramenta complementar no sentido de eliminar a emissão de metano, pois, mesmo com um sistema eficiente de captação de biogás, há uma parcela do gás gerado que escapa da captação e, em função da pressão interna, percola através da cobertura.

A oxidação biológica do metano nos solos de cobertura de aterro ocorre pela atividade das bactérias metanotróficas, que na presença de oxigênio utilizam o metano como fonte de energia, transformando-o em dióxido de carbono e biomassa. Há outros microorganismos capazes de oxidar o metano em condições aeróbias, como fungos e bactérias nitrificantes, porém o grupo das metanotróficas é considerado o mais importante e foi objeto deste estudo.

As bactérias metanotróficas formam um grupo fisiologicamente único e distinto pela sua habilidade de poder usar o gás metano como única fonte de carbono e energia (Wise, Vaun McArthur e Shimkets, 1999) e são organismos aeróbios estritos (Hanson e Hanson, 1996). Estas bactérias desempenham um importante papel no ciclo global do metano, oxigênio e nitrogênio (Hanson e Hanson, 1996) e possuem potencial para o uso em biotecnologia como agentes biodegradantes e biorremediadores (Bodrossy *et al.*, 1995 *apud* Kalyuzhnaya, et al. 2005) devido à plasticidade de seu metabolismo.

As bactérias metanotróficas pertencem à divisão proteobacteria e estão classificadas como um subgrupo de bactérias metilotróficas, as quais constituem um grupo fisiológico não monofilético de bactérias capazes de oxidar compostos de um carbono mais reduzidos que ácido fórmico para geração celular de energia, bem como assimilar formaldeído para biossíntese (Hanson e Hanson, 1996).

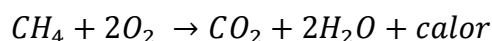
A oxidação biológica do metano em dióxido de carbono e biomassa ocorre em etapas. Primeiramente, o metano (CH_4) é oxidado a metanol (CH_3OH). Em seguida, o metanol é oxidado a formaldeído (CH_2OH), que por sua vez pode ser assimilado

como biomassa ou transformado em dióxido de carbono (CO₂), via ácido fórmico. Estudos laboratoriais indicam que de 8 a 70% do metano oxidado pelos microorganismos pode ser incorporado à biomassa (Einola J. , 2010).

A enzima que catalisa a oxidação do metano a metanol é a metano mono-oxigenase (MMO), da qual são conhecidas uma forma particulada (pMMO), presente na membrana celular de todas as metanotróficas, com exceção do gênero *Methylocella* sp.(Dedysh, et al., 2000); e uma forma solúvel citoplasmática (sMMO), encontrada apenas em algumas espécies.

Ambas as formas dessa enzima apresentam baixa especificidade pelo substrato, resultando no metabolismo de um grande número de compostos. Graças a isso, as metanotróficas têm atraído o interesse de cientistas envolvidos no desenvolvimento de processos biológicos para a degradação de compostos tóxicos como os hidrocarbonetos clorados de baixo peso molecular (Hanson & Hanson, 1996).

O consumo de oxigênio no processo depende da quantidade de metano convertida em biomassa, pois um mol de metano necessita de um mol de oxigênio (O₂) para se converter em formaldeído, formando biomassa, enquanto que para a formação de dióxido de carbono, a partir do formaldeído, é necessário mais um mol de oxigênio. A equação geral de oxidação do metano a dióxido de carbono é exotérmica e pode ser expressa como se segue:



As metanotróficas são encontradas em diversos ambientes e são classificadas em dois tipos, tipo I, pertencente à classe *Alfaproteobacteria*, e tipo II, *Gammaproteobacteria* (Scheutz, et al., 2009). Descobertas recentes identificaram metanotróficas pertencentes a outro filo, *Verrucomicrobia* (Dunfield, et al., 2007), (Conrad, 2009). As metanotróficas podem ser divididas por sua capacidade de oxidar o metano em diferentes concentrações em metanotróficas de alta afinidade, capazes de oxidar o metano em concentrações baixas, como a concentração atmosférica, 1774 ppb (IPCC, 2007a), e metanotróficas de baixa afinidade, que requerem altas concentrações do gás. Estudos observaram que as bactérias de alta

afinidade pertenciam ao tipo I, enquanto as de baixa afinidade, ao tipo II (Einola J. , 2010).

Os estudos que visam à identificação e à caracterização de bactérias metanotróficas incluem os procedimentos clássicos em microbiologia, como enriquecimento e isolamento, observação da morfologia das colônias e das células e testes bioquímicos de crescimento em condições fisiológicas distintas. Além desses meios, são adotadas também técnicas clássicas e avançadas de biologia molecular, independentes de cultivo. Entre elas está a análise filogenética com base no gene que codifica o RNAr 16S, que está presente em todo o domínio Bactéria, e no gene *pmoA*, que codifica uma região conservada da enzima pMMO, e é, portanto, exclusivo de metanotróficas, com exceção de *Methylocella* sp (Dedysh, et al., 2000).

3.4 Fatores que afetam a oxidação biológica do metano

Para que ocorra a oxidação biológica do metano é necessário que haja o contato dos substratos (gases metano e oxigênio) com o agente da oxidação (bactérias metanotróficas) em um meio, que deve ser permeável ao gás (camada oxidativa). A Figura 4 mostra o perfil esquemático de uma cobertura oxidativa e os elementos essenciais para que haja oxidação biológica do metano.

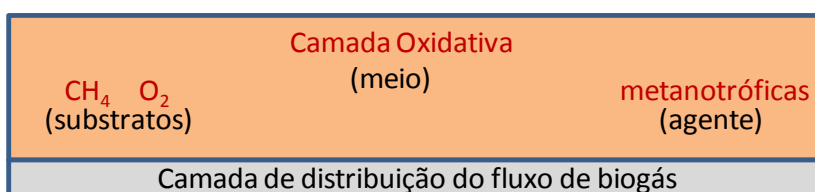


Figura 4 Perfil esquemático de uma cobertura oxidativa e os fatores que influenciam sua eficiência

A definição de fatores bióticos e abióticos que influenciam a oxidação do metano em cobertura final dos aterros de RSU é importante para se compreender o processo. Os fatores bióticos estão relacionados com a presença de bactérias metanotróficas no meio e sua interação com outros microrganismos. As condições físico-químicas, geotécnicas, os aspectos climáticos e antrópicos que influenciam o fluxo de gás no

meio são os fatores abióticos. A interação entre os fatores bióticos e abióticos é que mantém o equilíbrio dinâmico, natural e essencial à manutenção da vida em geral (Atlas e Bartha, 1981).

No caso da oxidação biológica do metano, podem-se considerar os seguintes fatores abióticos:

- Climáticos: umidade, temperatura e pressão atmosférica.
- Físico-químicos, que fornecem um habitat favorável à atividade das metanotróficas: teor de umidade do solo, pH, concentração de metano e dióxido de carbono, concentração de nutrientes e ausência de compostos ou organismos inibidores.
- Geotécnicos, que favorecem o fluxo de biogás e a difusão do oxigênio: porosidade, granulometria, grau de saturação, capacidade de retenção de água.
- Antrópicos, que condicionam o fluxo de entrada de metano na superfície, como a captação de gás nos sistemas de drenagem.

A Figura 5 apresenta um fluxograma dos fatores que afetam a oxidação do gás metano em coberturas de aterro de RSU. A influência de cada fator no processo e a interação entre eles foi objeto deste e de outros estudos desenvolvidos.

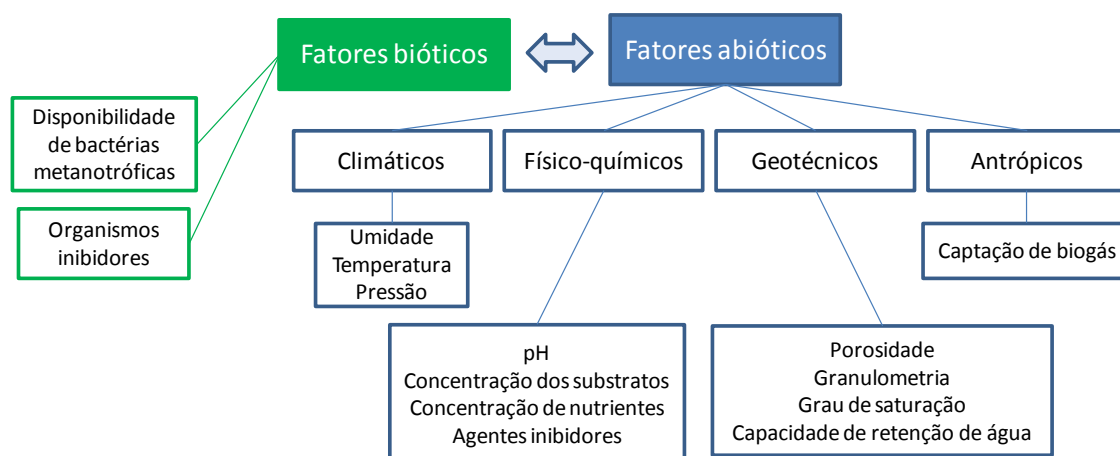


Figura 5 Fluxograma dos fatores que afetam a oxidação do metano, modificado de (Teixeira 2008)

Nos solos de cobertura de aterros de RSU, o fluxo de metano é ascendente e provem da massa de resíduos, enquanto o oxigênio é proveniente do ar atmosférico e penetra nos poros do solo, formando um ambiente favorável à existência e atividade das bactérias metanotróficas. O fluxo dos gases na cobertura do aterro está intimamente ligado às características geotécnicas do solo.

A concentração do metano no biogás gerado pela massa de resíduos é elevada, favorável à presença de metanotróficas de baixa afinidade. Nessas coberturas, o fator limitante geralmente é a concentração de oxigênio. Estudos indicam que a taxa de oxidação pelas bactérias metanotróficas de baixa afinidade é menor em ambientes com baixas concentrações de oxigênio (0,5 a 3%), e, acima de 3%, a taxa de oxidação não é dependente da concentração de oxigênio (Czepiel, et al. 1996, Ren, et al. 1997, Stein e Hettiaratchi 2001, Gebert, et al. 2003). A matéria orgânica presente no solo deve estar biologicamente estabilizada, para que não haja consumo do oxigênio por outros microorganismos (Huber-Humer 2004, Kettunen et al. 2006) e nem geração de metano pela camada de cobertura (Barlaz et al. 2004).

Em aterros com baixa produção de metano, observou-se o consumo deste gás presente na atmosfera (Barlaz, et al. 2004, Scheutz, et al. 2009), indicando também a existência de metanotróficas de alta afinidade.

Concentrações de nitrogênio inorgânico podem estimular ou inibir a oxidação do metano, dependendo do tipo de composto nitrogenado (NH_4^+ ou NO_3^-), da concentração de metano, pH e tipo de metanotróficas presentes no solo (Scheutz, et

al. 2009). Foi observado que a adição de nitrogênio no solo estimulou a oxidação do metano (De Visscher, Thomas, et al. 1999, De Visscher, et al. 2001, De Visscher e van Cleemput 2003). Por outro lado, estudos indicam que altas concentrações de amônio (NH_4^+) no solo tendem a inibir a oxidação do metano, uma vez que o amônio compete pela enzima metano mono-oxigenase (MMO). O nitrato (NO_3^-) também apresentou ação inibidora, porém somente em elevadas concentrações, atípicas em solos de cobertura de aterro (Bodelier & Laanbroek, 2004).

Assim como outras bactérias, as metanotróficas produzem substâncias exopoliméricas (EPS), que são substâncias de elevado peso molecular, constituídas principalmente de polissacarídeos (Scheutz, et al., 2009). A redução da taxa de oxidação de metano em ensaios de laboratório foi atribuída ao aumento da concentração dessas substâncias depois de prolongada exposição ao metano (Hilger, et al. 2000, Wilshusen, et al. 2004). O acúmulo de EPS pode obstruir os poros do solo, dificultando a difusão e contato dos gases metano e oxigênio, reduzindo, assim, a taxa de oxidação (Scheutz, et al. 2009).

O pH do solo, embora ainda não seja um fator definido como de vital importância para o estudo, pode contribuir para o comportamento da cobertura oxidativa. Embora haja uma indicação de que o pH de 6,5 a 8,5, favoreça a cultura de bactérias metanotróficas, isto não exclui que estas bactérias não possam se adaptar a outros valores de pH do solo. Não há informação sobre bactérias metanotróficas em ambientes com pH elevado (acima de 9,5).

A umidade do solo é importante para a oxidação biológica do metano, pois a bactéria necessita de certa quantidade de água para seu metabolismo e absorção de nutrientes. Alto teor de umidade, porém, restringe a passagem dos gases metano e oxigênio nos poros do solo, podendo até criar uma condição anaeróbia na cobertura, comprometendo e até impedindo a oxidação do metano. Assim, a oxidação biológica do metano é limitada por um teor de umidade mínimo e máximo do solo (Christophersen et al. 2000). Teores de umidade volumétrica ótimos para oxidação variam de 10 a 20% (Whalen, Reeburgh, & Sandbeck, 1990) (Boeckx & van Cleemput, 1996) e (Czepiel et al. 1996).

Outro fator que afeta diretamente a atividade das bactérias metanotróficas e, conseqüentemente, a eficiência do processo de oxidação biológica do metano é a temperatura. Temperaturas ótimas para oxidação do metano tem variado na faixa de 20 a 38 °C, em ensaios de bancada (*batch test*) com altas concentrações de metano (Whalen, et al. 1990, Dunfield, et al. 1993, Gebert, et al. 2003, Scheutz e Kjeldsen 2004). Nestes estudos, a oxidação do metano também foi observada em temperaturas extremamente baixas (1°C), porém em taxas bem reduzidas. O decréscimo da taxa de oxidação em baixas temperaturas também é observado em estudos de campo, como em Christophersen, et al. (2000), Borjesson, et al. (2001), Einola, et al. (2003), Maurice e Lagerkvist (2003), indicado, por exemplo, pelas altas taxas de emissão de metano em baixas temperaturas (Einola J. , 2010).

A influência da temperatura na oxidação do metano é dependente da concentração deste gás: em baixas concentrações (< 10 µl/l), a influência da temperatura é pequena, pois o fator limitante, neste caso, é a concentração de metano e não a atividade enzimática. O mesmo ocorre para ensaios de campo ou de coluna quando comparados aos ensaios de bancada: a influência da temperatura na oxidação do metano em ensaios de bancada é maior que em ensaios de coluna ou de campo (Huber-Humer 2004, Kettunen, et al. 2006), pois, nestes últimos, a taxa de oxidação é mais afetada pela concentração e contato dos substratos que, por sua vez, é dependente de outros fatores como porosidade e espessura da camada. Por exemplo, uma cobertura com boas características de transporte de oxigênio possibilita a existência de metanotróficas em um amplo perfil vertical, viabilizando elevadas taxas de oxidação, mesmo em baixas temperaturas (Kettunen, et al. 2006).

3.5 Aspectos geotécnicos da camada de oxidação biológica do metano

O material da camada de oxidação biológica do metano deve ter características favoráveis à atividade das bactérias metanotróficas e à interação entre metano, oxigênio e microorganismos. Parâmetros como porosidade, capacidade de retenção de água, concentração de nutrientes, por exemplo, são importantes. O meio deve ser permeável ao gás, porém deve garantir certo tempo de retenção para possibilitar

que o processo de oxidação biológica do metano ocorra (Stern, et al. 2007, Huber-Humer, et al. 2008). Deve haver um volume mínimo de poros preenchidos por ar, mesmo a elevados teores de umidade, para garantir a difusão dos gases (Kettunen et al. 2006, Scheutz et al. 2009). Diversos materiais tem sido estudados e apresentaram bom desempenho para oxidar taxas de metano da ordem das produzidas nas coberturas de aterros sanitários.

A Tabela 1 apresenta alguns resultados de estudos relacionando o tipo de material e a espessura da camada oxidativa, a taxa de oxidação do metano, a porcentagem de oxidação e a referência, extraídos de Einola J. (2010).

Tabela 1 Resultados de estudos de campo

Material de cobertura	Espessura (cm)	Oxidação (gCH₄/m²dia)	% de oxidação	Referência
composto	120	111	96-100	Huber-Humer (2004)
areia adjacente a aterro desativado	na	17,6	89	Christophersen et al. (2001)
areia	na	2,4	28	Christophersen et al. (2001)
composto	50	1,7	38	Stern et al (2007)
vegetação e solo de cobertura	109	26,8	26	Stern et al (2007)
argila	15	216,3	14	Chanton & Liptay (2000)
argila arenosa	15	9	14	Abichou et al. (2006)
vegetação e solo de cobertura	109	26,8	26	Chanton & Liptay (2000)
silte arenoso	45	7,3	25	Abichou et al. (2006)
coberturas de aterro	100	67,8	84	Bergamaschi et al. (1998)
argila	100	19,5	21	Barlaz et al. (2004)
composto	115	0,7	55	Barlaz et al. (2004)
areia	30-80	2,8	42	Borjesson et al. (2004)
silte arenoso	40-100	60,7	26	Borjesson et al. (2004)

O fluxo de biogás na cobertura de aterros de RSU varia espacialmente e pode comprometer a eficiência da oxidação do metano. Para capturar as emissões fugitivas em coberturas tradicionais de aterro e estabelecer um fluxo homogêneo através da camada oxidativa é recomendada uma camada de distribuição do gás na base desta, conforme apresentado na Figura 4, geralmente composta por brita. Objetiva-se, assim, obter maiores taxas de oxidação do metano. Huber-Humer

(2004) verificou que células com camada de distribuição e espessa camada oxidativa apresentaram fluxo mais homogêneo e maiores taxas de oxidação do metano do que células sem camada de distribuição e camada oxidativa menos espessa.

A espessura da camada oxidativa é um fator importante que influencia os demais. Quanto maior a espessura da camada, maior a massa e volume disponíveis para o crescimento das metanotróficas e maior tempo de retenção adequado dos gases substratos, podendo também aumentar a oxidação do metano. Por outro lado, uma camada muito espessa pode não ter oxigênio ao longo de toda sua extensão. Huber-Humer (2004) obteve uma redução de 95-100% da emissão de metano em cobertura com camada oxidativa de 120 cm de espessura e menor oxidação, 68-74%, em uma camada de 30-40 cm de composto. Temperaturas maiores e condições de umidade mais adequadas nas camadas mais profundas podem também justificar esse aumento da oxidação (Maurice & Lagerkvist 2003, Huber-Humer 2004). Entretanto, quando mais espessa a camada, maior os custos envolvidos (material, transporte, execução). A espessura adequada depende da capacidade de oxidação necessária e das condições climáticas.

A compactação altera a porosidade do meio e, conseqüentemente, o fluxo dos substratos gasosos e a oxidação. Huber-Humer, Roder e Lechner (2009) recomendam densidade seca entre 0,8 e 1,1 t/m³. Já Scheultz et al. (2009) sugerem que não se deve compactar o composto para garantir porosidade e permeabilidade ao ar a longo prazo.

A umidade do solo, já comentada no item 3.4, quando expressa pelo grau de saturação, facilita a comparação entre diferentes tipos de materiais. O aumento do volume de água no solo implica na diminuição do volume de poros disponíveis para o fluxo dos gases, afetando a oxidação do metano. Cabral, Moreira, & Jugnia (2010) sugerem que grau de saturação superior a 85% compromete a oxidação, uma vez que acima deste valor os vazios não estão mais interconectados e a difusão dos gases é prejudicada.

4 MATERIAIS E METODOS

4.1 Área de estudo

O projeto foi desenvolvido no aterro sanitário Delta A, no município de Campinas, localizado no interior do Estado de São Paulo a, aproximadamente, 100 quilômetros da capital São Paulo (Figura 6).

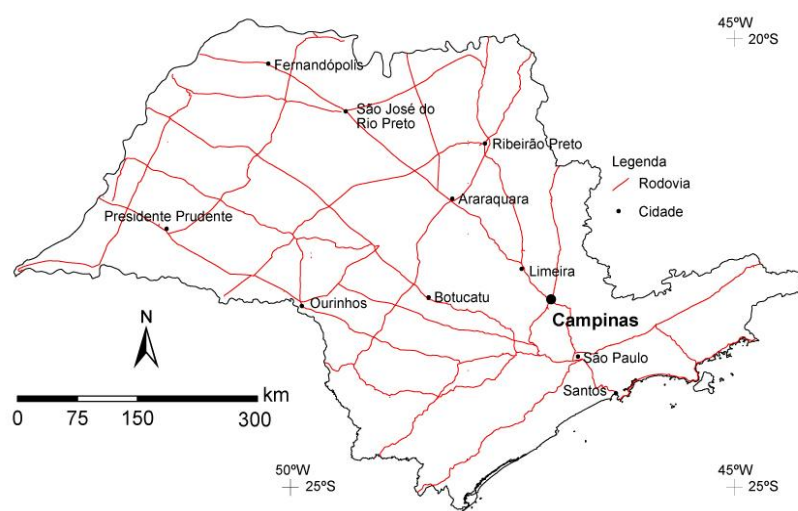


Figura 6 Localização do município de Campinas no Estado de São Paulo

Segundo dados apresentados pelo CEPAGRI (Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura, da UNICAMP), o clima da região tem média anual de temperatura de 22,4°C, total pluviométrico anual de 1424,5 mm, com predominância de chuvas entre outubro e março e estiagens nos meses de junho a agosto, considerando período de junho/1988 a outubro/2008.

O aterro sanitário Delta A faz parte do denominado Complexo Delta, que ocupa uma área de aproximadamente 400.000 m² e está localizado na região oeste da cidade. O aterro foi implantado em setembro de 1992 e recebe atualmente cerca 950 toneladas de RSU por dia. A área de disposição de resíduos é de 257.000 m², com altura de até 50 m. O aterro é formado de camadas de 5 m de altura, com cobertura final composta de 60 cm de silte argiloso compactado, seguido de cobertura vegetal.

O aterro possui impermeabilização de fundo, composto por uma camada de 1 m de espessura de solo argiloso compactado com 95% do Proctor Normal; sistema de drenagem de biogás e lixiviados; sistema de tratamento de lixiviado, desativado atualmente; e sistema de drenagem superficial.

O sistema de drenagem de lixiviados é composto de drenos verticais conectados a drenos horizontais que coletam o lixiviado e o encaminham à lagoa de chorume. O chorume é bombeado e levado à ETE Piçarrão.

O sistema de drenagem de biogás possui 110 poços de drenagem verticais, compostos internamente por um tubo de concreto perfurado (ϕ 300mm), envolto por pedregulhos (“rachões”) e uma tela metálica (ϕ 1400mm) delimitando o dreno, desde a fundação até aproximadamente 1 m acima da superfície. A malha de poços foi distribuída com cerca de 50 m de distância entre os drenos.

Na operação do aterro, inicialmente o caminhão de coleta é encaminhado para a balança onde é feito o controle da quantidade (peso) e tipo do resíduo. O caminhão segue, então, para frente de disposição, onde despeja o resíduo, que é compactado por tratores de esteiras. Após a compactação de acordo com a configuração de projeto, é aplicado solo de cobertura e novamente compactado.

A vida útil do Delta A está prevista para o fim de 2011, quando deve entrar em operação o Delta B, em área contígua ao aterro atual que está sendo analisada para liberação das devidas licenças ambientais.

Ao longo de sua vida útil, o aterro recebeu resíduos classe II - não perigosos, procedentes do serviço de coleta do lixo no município de Campinas, varrição pública e poda de árvores, entulhos de construção civil e lixo hospitalar inertizado, após tratamento em aparelho de microondas, realizado no próprio aterro. Atualmente, e desde 2007, o aterro é operado pelo Consórcio Tecam Tecnologia Ambiental. O gerenciamento dos serviços é realizado pelo Departamento de Limpeza Urbana (DLU) da Prefeitura de Campinas.

Desde 2002, os resíduos de poda de árvores e capinação são recebidos separadamente e, depois de triturados, passam por um processo de compostagem, para posterior utilização do composto na cobertura vegetal no próprio aterro ou como adubo para jardins e praças da cidade.

A Figura 7 mostra uma vista aérea do aterro Delta A, com destaque para a localização do sistema experimental instalado em campo.



Figura 7 Vista aérea do aterro Delta A, em Campinas, e localização do sistema experimental

4.2 Seleção dos materiais

Inicialmente, pretendeu-se utilizar materiais disponíveis no local de estudo, na intenção de que, comprovada a eficiência da oxidação biológica do metano, fosse facilitada a implementação desta cobertura no aterro que cedeu espaço para a pesquisa.

Próximo ao aterro Delta A, existe uma unidade de beneficiamento de resíduos de construção e demolição (RCD), chamada Usina Recicladora de Materiais (URM), da Prefeitura Municipal de Campinas (Secretaria Municipal de Serviços Públicos –

Departamento de Limpeza Urbana). Esta unidade recebe os resíduos inertes do município de Campinas, faz uma triagem de seus componentes, separando os materiais recicláveis (plástico, papel, aço, madeira) e reutilizáveis (concreto, tijolos e demais resíduos de construção civil), sendo, estes últimos, triturados mecanicamente em diversos tamanhos: granulometria fina ('areia'), pedrisco, brita 1, 2, 3 e 4.

Dos materiais de fácil obtenção, apresentados na Figura 8, havia (a) o solo da jazida do aterro, (b) resíduos de construção e demolição (RCD), em diferentes granulometrias, e (c) composto maduro. Posteriormente, optou-se por utilizar uma areia natural, denominada areia de Osasco (d).

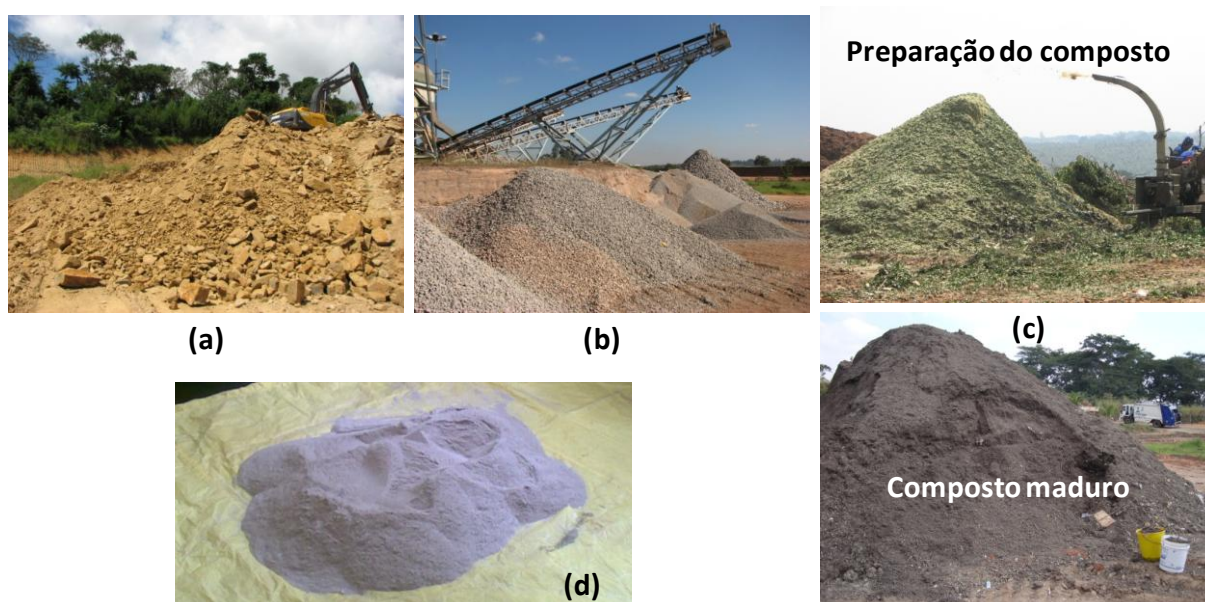


Figura 8 Materiais disponíveis na região do aterro Delta-A

Os materiais disponíveis foram caracterizados a fim de selecionar uma mistura adequada para compor a camada oxidativa dos biofiltros em campo.

O solo da jazida do aterro Delta A, utilizado como solo de cobertura diária e final no aterro, é proveniente dos sedimentos do Grupo Itararé, um siltito de cor bege, sem odor característico e ausência de matéria orgânica visível.

A 'areia' de RCD é o material com granulometria mais fina considerando o processo de aproveitamento de resíduos de construção e demolição da URM. Ele apresenta

granulometria de areia fina a média, colocação cinza, ausência de matéria orgânica visível e presença de finos (cimento).

O composto é produzido no próprio aterro, a partir dos resíduos de poda de árvores e capinação na cidade de Campinas. Esses resíduos são recebidos, triturados e acumulados em pilhas expostas ao ar, para amadurecimento. Após maduros, os resíduos são peneirados e ensacados para utilização como adubos de jardins e praças públicas. O composto maduro tem coloração escura e leve odor.

A areia de Osasco é uma areia fina a média, de coloração bege e sem odor característico.

Na camada oxidativa do biofiltro BF1, foi utilizada uma mistura de composto não peneirado com 'areia' de RCD, na proporção de 1:3 (composto: 'areia'), em massa.

No biofiltro BF2, utilizou-se uma mistura de composto peneirado com areia de Osasco, na mesma proporção do BF1, 1:3 (composto:areia), em massa.

4.3 Caracterização geotécnica

O meio em que ocorre a oxidação biológica do metano em coberturas de aterros de RSU é o solo ou a mistura de solo com outro material. As características geotécnicas influenciam diretamente o fluxo no meio e a eficiência da oxidação. É fundamental, portanto, avaliar e definir as características geotécnicas da cobertura oxidativa. Além disso, o conhecimento dessas características é importante para avaliação dos fatores limitantes do processo de oxidação biológica do metano.

Para que ocorra a oxidação biológica do metano, a cobertura oxidativa deve ter a presença de bactérias metanotróficas e ser permeável ao ar, permitindo contato entre os substratos (gases metano e oxigênio) e o agente da oxidação (bactérias). A partir deste princípio, os materiais foram caracterizados e testados, a fim de se obter uma composição adequada para a cobertura oxidativa.

Foram realizados os seguintes ensaios geotécnicos em laboratório: análise granulométrica, massa específica dos grãos, permeabilidade ao ar, condutividade hidráulica, curva de retenção, limites de Atterberg, compactação, índices de vazios máximo e mínimo e ensaio de absorção da brita 1. Além desses, foram feitos ensaios para caracterização físico-química, porcentagem de matéria orgânica e ensaios microbiológicos.

Foram caracterizados, comparativamente, os materiais disponíveis, a saber: solo da jazida, 'areia' de RDC, composto, brita 1, areia de Osasco, bem como as misturas utilizadas nas camadas oxidativas dos biofiltros BF1 e BF2.

Os ensaios geotécnicos foram feitos em conformidade com as normas brasileiras da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT):

- ABNT NBR 6508:1984 Grãos de solos que passam na peneira de 4,8 mm - Determinação da massa específica dos grãos
- ABNT NBR 7181:1984 (Versão Corrigida: 1988) Solo - Análise granulométrica
- ABNT NBR 6459:1984 Solo - Determinação do limite de liquidez
- ABNT NBR 7180:1984 (Versão Corrigida: 1988) Solo - Determinação do limite de plasticidade
- ABNT NBR 6457:1986 Amostras de solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização
- ABNT NBR 7182:1986 (Versão Corrigida: 1988) Solo - Ensaio de compactação

Para determinação da massa específica dos grãos do solo da jazida, de granulometria fina, foi inicialmente realizado o ensaio com o picnômetro tradicional, de capacidade de 1000 cm³ e aproximadamente 70 g de solo seco. Porém, a diferença entre os resultados obtidos nos dois ensaios realizados em paralelo ultrapassou o admissível (0,02 g/cm³). Repetiram-se os ensaios e, novamente, os resultados não foram conclusivos. Utilizou-se, então, o picnômetro de 100 ml de capacidade e, portanto, com a introdução de menor peso seco (10 g). Foram

realizados três ensaios em paralelo com os picnômetros de menor capacidade e obtiveram-se resultados consistentes. Verifica-se que para solos argilosos, este método mostra-se mais eficiente na determinação da massa específica dos grãos, uma vez que o uso de picnômetros de menores capacidades, e conseqüente menor peso seco de solo, facilita a eliminação do ar, que é um fator importante para a correta determinação do volume ocupado pelos grãos.

4.3.1 Permeabilidade ao ar

Os ensaios de permeabilidade ao ar foram realizados em uma câmara de parede flexível que permite a aplicação de tensão confinante e gradiente para o fluxo de ar. A pressão de entrada era controlada e a de saída mantida a pressão atmosférica. A medição da vazão de ar foi feita utilizando-se um bolhômetro tradicional, ou por meio de um bolhômetro digital. A Figura 9 ilustra o equipamento utilizado para o ensaio de permeabilidade ao ar.

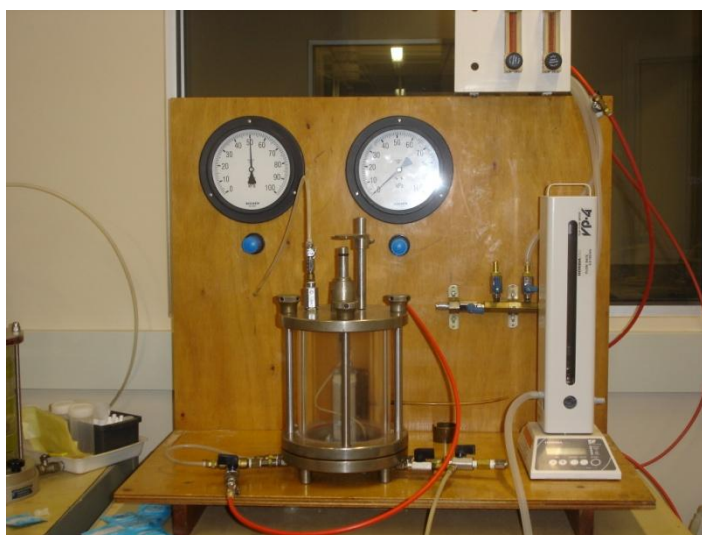


Figura 9 Equipamentos utilizados nos ensaios de permeabilidade ao ar

Para determinação da permeabilidade ao ar, a partir da vazão medida no ensaio, calculou-se, inicialmente, a permeabilidade intrínseca com a Equação 1:

$$k = \frac{2 \cdot Q \cdot \mu \cdot L \cdot P_s}{A \cdot (P_e^2 - P_s^2)} \quad (1)$$

Onde:

k = permeabilidade intrínseca (m^2)

Q = vazão (m^3/s)

μ = viscosidade do ar (Pa.s)

L = altura do corpo de prova (m)

P_s = pressão de saída (Pa)

P_e = pressão de entrada (Pa)

A permeabilidade ao ar foi calculada utilizando a Equação 2:

$$K = k \cdot \frac{\rho \cdot g}{\mu} \quad (2)$$

Onde:

K = permeabilidade ao ar (m/s)

k = permeabilidade intrínseca (m^2)

ρ = densidade do ar (kg/m^3)

g = aceleração da gravidade (m/s^2)

μ = viscosidade do ar (Pa.s)

Para os ensaios de permeabilidade ao ar, foram moldados por compactação corpos de prova de 3,56 cm de diâmetro e 5,20 cm de altura. Aplicaram-se pressão confinante de 10 kPa e pressões de entrada com variações unitárias de 3 a 9 kPa. Repetiu-se o ensaio para diferentes graus de saturação para os materiais estudados.

Para avaliação do solo da jazida do aterro, de granulometria fina, optou-se por misturá-lo a um material granular, a fim de aumentar sua permeabilidade e torná-lo viável para utilização em cobertura oxidativa. Foi testada uma mistura com 40% de brita, 60% de solo da jazida e grau de saturação 40%. Foi moldado por compactação um corpo de prova cilíndrico com dimensões 10,2 cm de diâmetro e 20,0 cm de altura, definidas a fim de minimizar a interferência dos grãos da brita 1. A Figura 10 ilustra o procedimento de montagem e realização do ensaio.

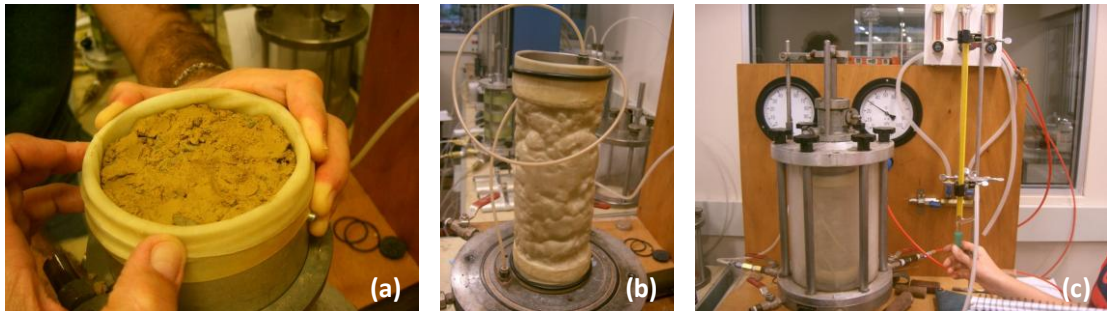


Figura 10 Fotos do ensaio de permeabilidade ao ar com mistura solo da jazida e brita

4.3.2 Condutividade hidráulica

Os ensaios de condutividade hidráulica foram realizados utilizando um permeômetro de parede flexível, similar ao utilizado no ensaio de permeabilidade ao ar, porém, neste ensaio, a célula triaxial foi preenchida com água para aplicação da confinante e também foram aplicadas pressões de água na base e topo do corpo de prova, estabelecendo o gradiente de pressão. Antes da aplicação do gradiente de pressão, saturou-se o corpo de prova por fluxo ascendente. Quando as variações do nível d'água das buretas graduadas conectadas ao topo e base se igualaram, foi medido o fluxo através da leitura da variação de nível da bureta, indicando o volume percolado, e do tempo.

A condutividade hidráulica da amostra saturada foi calculada de acordo com a Equação 3:

$$K_{sat} = \frac{V \cdot L}{\Delta P \cdot t \cdot A_{cp}} \quad (3)$$

Onde:

K_{sat} = condutividade hidráulica (m/s)

V = volume percolado (m³)

ΔP = coeficiente de pressão (m)

t = tempo (s)

A_{cp} = área do corpo de prova (m²)

A pressão confinante aplicada em todos os ensaios foi 50 kPa. Para o solo de granulometria fina, solo da jazida, moldou-se um corpo de prova de 3,56 cm de diâmetro e 9,0 cm de altura e aplicaram-se pressões no topo e base de 30 e 40 kPa, respectivamente. Para os materiais de granulometria de areia, as pressões aplicadas no topo e base foram de 20 e 25 kPa, respectivamente, e as dimensões do corpo de prova foram 3,56 cm de diâmetro e 5,0 cm de altura.

4.3.3 Curva de retenção de água

A curva de retenção de água foi realizada utilizando inicialmente uma placa de sucção, onde foram moldados os corpos de provas e submetidos à saturação. Em seguida, foram aplicadas sucções crescentes de 2, 5, 10, 20 e 30 kPa. Em função da impossibilidade de aplicação de sucções mais elevadas utilizando a placa de sucção (limitação de altura), os corpos de prova foram transferidos para a placa de pressão, onde foram submetidos a sucções crescentes de 30, 50, 100, 200, 300, 400 e 500 kPa. Antes de cada acréscimo de sucção, os corpos de prova foram pesados para cálculo da umidade. Com os resultados obtidos deste processo, obteve-se a curva de retenção de água por secagem. Em seguida, realizou-se o processo inverso, com aplicação dos mesmos valores de sucção, porém decrescentes de 500 a 30 kPa, na placa de pressão, e 30 a 0,2 kPa, na placa de sucção, obtendo-se, assim a curva por umedecimento.

4.3.4 Índices de vazios da 'areia' de RCD e areia de Osasco

Para os materiais granulares ('areia' de RCD e da areia de Osasco), foram determinados os índices de vazios máximo e mínimo. O índice de vazios máximo ($e_{máx}$) da 'areia' de RCD foi determinado pelo método do cilindro de Skempton (5 repetições) e pelo método do funil no cilindro de Proctor (3 repetições) e a determinação do índice de vazios mínimo ($e_{mín}$) foi feita pelo método de

compactação com soquete de madeira, mesa vibratória e uso de sobrecarga no cilindro do Proctor (3 repetições). Os dados da areia de Osasco foram obtidos pelo método do funil ($e_{m\acute{a}x}$) e mesa vibratória ($e_{m\acute{i}n}$), por Teixeira (2008).

4.3.5 Ensaio de absorção da brita 1

Realizou-se ensaio de absorção na brita 1 procedente da Usina Recicladora de Materiais (URM) e em uma brita de origem natural, de composição granítica. Para realização deste ensaio, cada amostra de brita 1 foi lavada e imersa em água por 24h numa cápsula de porcelana. Posteriormente, pesou-se a amostra submersa, em seguida, secou-se superficialmente com um pano de algodão, pesou-se novamente, e colocou-se na estufa. No dia seguinte, pesou-se a brita 1 seca em estufa. A absorção foi calculada dividindo a massa de água evaporada na estufa pelo peso seco da brita.

4.4 Caracterização biológica

Foram realizados ensaios microbiológicos a fim de verificar a presença de bactérias metanotróficas e a atividade dessas bactérias quando submetidas à atmosfera de metano em laboratório (cultivo). Para verificação da presença de metanotróficas, realizaram-se Polymerase Chain Reaction (PCR), utilizando *primers* específicos para a amplificação do gene *pmoA*, exclusivo destas bactérias. A verificação do consumo de metano no ensaio de cultivo foi realizada através de cromatografia.

Visando a melhor compreensão do processo de oxidação biológica do metano e seus fatores limitantes, foi realizado ensaio microbiológico para identificação do tipo de bactéria contida nos biofiltros analisados. A árvore filogenética foi baseada no alinhamento de sequências de aminoácidos do fragmento *pmoA* amplificado com os *primers* A189F e mb661R, e sequências referência adquiridas no GeneBank.

Os ensaios microbiológicos dos materiais foram realizados pelo laboratório de microbiologia do Instituto de Oceanografia da USP, sob responsabilidade da Prof^a Dra. Vivian Pellizari.

4.5 Sistema experimental - Biofiltro

A fim de simular a situação real de uma cobertura de aterro, exposta a chuva e condições climáticas de campo, e, ao mesmo tempo, analisar o processo de oxidação biológica do metano, foi proposta a utilização de biofiltros conectados a um dreno de biogás de um aterro existente.

O biofiltro, ilustrado na Figura 11, consiste de um tanque de polipropileno (com 40 cm de diâmetro e 90 cm de altura), preenchido pelo material da cobertura oxidativa proposta, conectado a um poço de drenagem vertical de biogás do aterro (fonte de metano), aberto na parte superior (condições climáticas reais) e monitorado ao longo de seu comprimento (controle). A ligação com o poço de drenagem de biogás existente no aterro foi feita através de uma mangueira conectada na parte inferior do biofiltro, onde também foi instalado um sifão para evitar o acúmulo de água e, ao mesmo tempo, impedir o escape do biogás.

A cobertura oxidativa, ou cobertura para oxidação biológica do metano, é composta de duas camadas: uma de distribuição do fluxo de gás (inferior), e a camada oxidativa propriamente dita, onde ocorre a atividade das bactérias metanotróficas, oxidando o metano na presença de oxigênio.

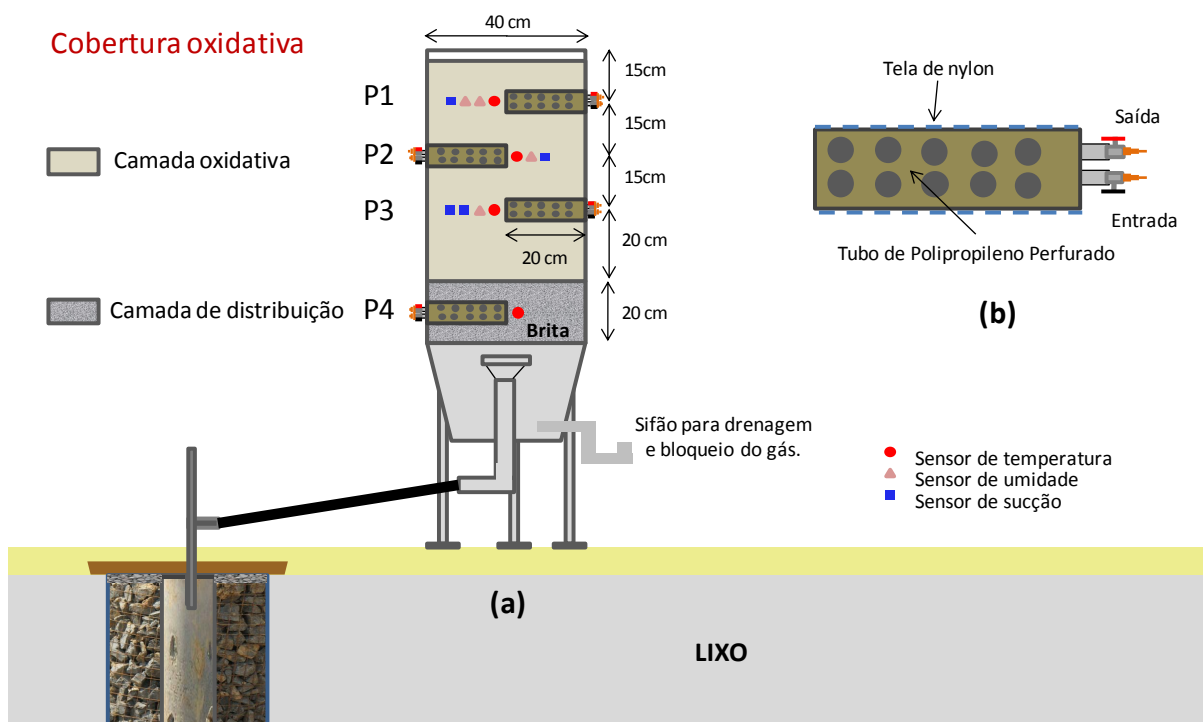


Figura 11 Desenho esquemático do biofiltro e seus componentes

O biofiltro foi monitorado em quatro profundidades ao longo de seu comprimento, definidas da seguinte forma: P1, P2 e P3, posicionados no interior da camada oxidativa, a 15, 30 e 45 cm de profundidade, respectivamente, em relação ao topo do biofiltro, e P4, posicionado 30 cm abaixo de P3, no interior camada de distribuição (Figura 11a).

Em cada profundidade de investigação foi colocado um tubo perfurado (com 6 cm de diâmetro e 20 cm de comprimento), também de polipropileno, para amostragem e monitoramento da composição do gás. Os tubos perfurados de amostragem de gás no interior do biofiltro foram revestidos por uma malha de nylon, para conter os finos do solo. Cada tubo foi completamente vedado no furo lateral do tanque e possuía duas válvulas para conexão ao equipamento de leitura de concentração dos gases, conforme detalhado na Figura 11b. Para caracterizar a oxidação do metano foram monitoradas as concentrações volumétricas de metano, dióxido de carbono e oxigênio. A frequência inicial de monitoramento da concentração do biogás foi semanal, sendo alterada ao longo da pesquisa em função dos resultados obtidos.

Na camada oxidativa, P1, P2 e P3, foram instalados sensores de umidade, sucção e temperatura, sendo este último também instalado na camada de distribuição, P4, a

fim de medir a temperatura de entrada do biogás, conforme ilustrado na Figura 11a. Foram monitoradas, ainda, a temperatura externa, a pressão atmosférica e a pluviometria. Todos esses sensores foram conectados a um sistema automático de aquisição e armazenamento de dados. Esses dados foram armazenados de hora em hora durante todo o período de avaliação.

Foi instalado, em junho/2010, o biofiltro BF1. Posteriormente, em março/2011, em função dos resultados obtidos no primeiro, foi montado o biofiltro BF2.

O sistema de aquisição de dados (Data Logger DL2e, da Delta-T Devices) foi montado pela empresa alemã UMS – Umwelt-monitoring-systeme, juntamente com os sistemas de alimentação de cada sensor de modo a facilitar a operação e uso. Foi necessária a conexão de uma bateria 12V para alimentar os sensores que, por sua vez, possuem reguladores para as suas respectivas tensões de trabalho.

Os sensores conectados ao sistema de aquisição de dados são: temperatura (Th2-f, da UMS, com precisão de $\pm 0,2^{\circ}\text{C}$), tensiômetro (T5x, da UMS, com precisão de $\pm 0,5$ kPa), barômetro (Baro HD9408T, da Delta OHM, com precisão de $\pm 0,4$ hPa) e umidade volumétrica do solo (EC5, da Decagon Devices, com precisão de $\pm 3\%$). Posteriormente, conectou-se o pluviômetro (ECRN-50, da Decagon Devices, com resolução de 1 mm) ao mesmo sistema. A Figura 12 mostra o sistema de aquisição de dados instalado em campo (a) e o detalhe dos sensores externos de pressão atmosférica e chuva (b).

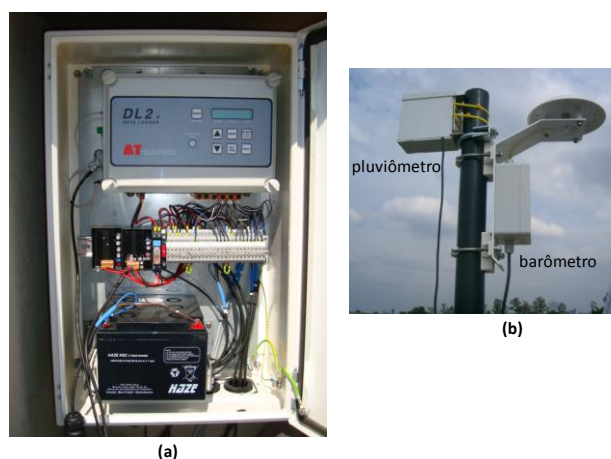


Figura 12 Sistema de aquisição de dados (a) e detalhe do pluviômetro e barômetro (b) instalados em campo

A determinação da concentração volumétrica dos gases metano, dióxido de carbono e oxigênio foi feita por meio de um analisador de gás portátil - LFG 20, da ADC Gas Analysis Ltd. Este equipamento é capaz de detectar concentrações volumétricas de 0 a 100% dos gases CO₂ e CH₄ através de sensor de infravermelho, com precisão de 3%. A concentração volumétrica de O₂ é detectada em uma faixa de 0 a 25%, através de sensor eletroquímico, com precisão de 0,4%.

Desde sua instalação, os dois biofiltros (BF1 e BF2) foram monitorados ao longo do tempo com leituras semanais de composição de biogás (CO₂, CH₄ e O₂) e dados horários de temperatura, sucção e umidade nas profundidades de investigação. Também foram monitoradas a cada hora a pressão atmosférica e a pluviometria. Estes dados foram analisados continuamente, sendo seus resultados importantes para alcançar os objetivos desta pesquisa.

4.5.1 Verificação da calibração dos sensores

Os sensores já vieram calibrados pelos respectivos fabricantes, porém, para verificar a acurácia das leituras, foi feita a verificação, em laboratório, da calibração dos tensiômetros e sensores de umidade volumétrica.

4.5.1.1 Tensiômetros

Inicialmente, foi realizada a saturação dos tensiômetros, seguindo instruções do manual do fabricante. O objetivo deste procedimento é eliminar qualquer bolha de ar no interior do sensor, que possa comprometer sua leitura.

A verificação da calibração dos tensiômetros foi realizada utilizando uma amostra de sílica e placa de sucção, como instrumento de indução de sucções arbitrárias. Iniciando-se com a amostra saturada, aplicou-se uma sucção de 25 kPa; após

estabilização, reduziu-se para 10 kPa; e, em seguida, foram feitos acréscimos unitários até 15 kPa, com o objetivo de avaliar a sensibilidade do sensor. A Figura 13 apresenta (a) detalhe do tensiômetro sendo introduzido na amostra saturada de sílica e (b) o sistema de verificação montado em laboratório (b). Esse procedimento foi realizado tanto para os tensiômetros do BF1, quanto do BF2, anteriormente à sua instalação em campo.

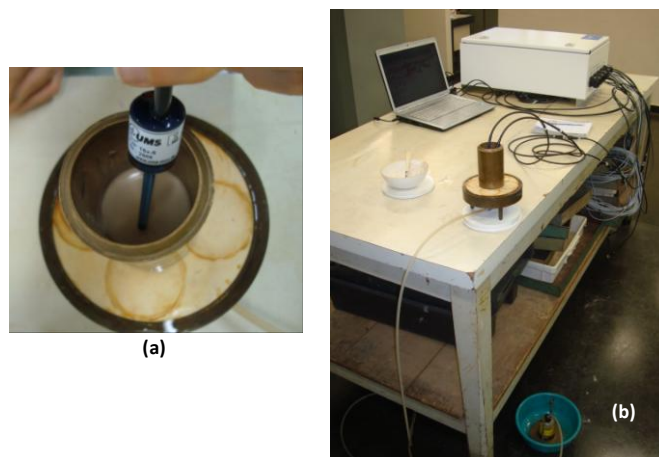


Figura 13 Verificação de calibração dos tensiômetros

Para os tensiômetros instalados no BF1, ainda foi feita uma complementação à placa de sucção, utilizando uma comparação com o tensiômetro de alta capacidade (TAC). Esta comparação foi realizada para uma amostra de silte, proveniente da jazida do aterro Delta A. Mediu-se a sucção em três corpos de prova do solo da jazida, compactados com diferentes umidades: 15% (ramo seco), 17% (umidade ótima) e 19% (ramo úmido). Obteve-se sucção de 80 kPa para o corpo de prova abaixo da umidade ótima ($w_{ot}=15\%$), 36 kPa para o corpo de prova moldado na umidade ótima e 12 kPa para $w=19\%$. Fotos desta verificação estão apresentadas na Figura 14 e os resultados estão plotados no gráfico da Figura 15.

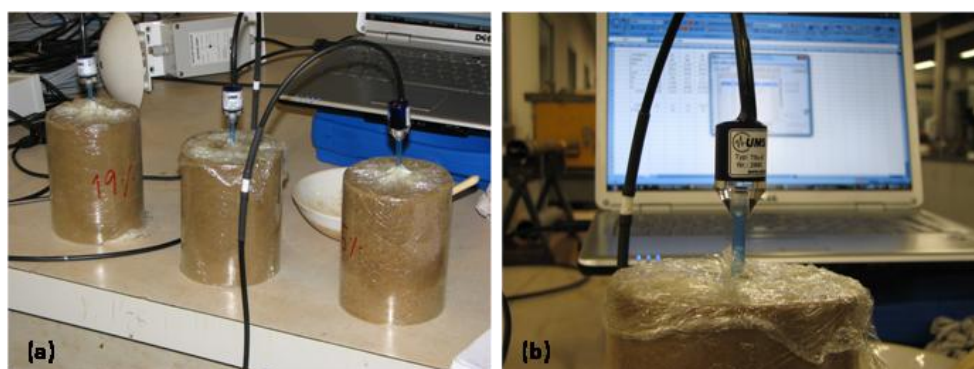


Figura 14 Amostras compactadas com medição de sucção utilizando o T5x

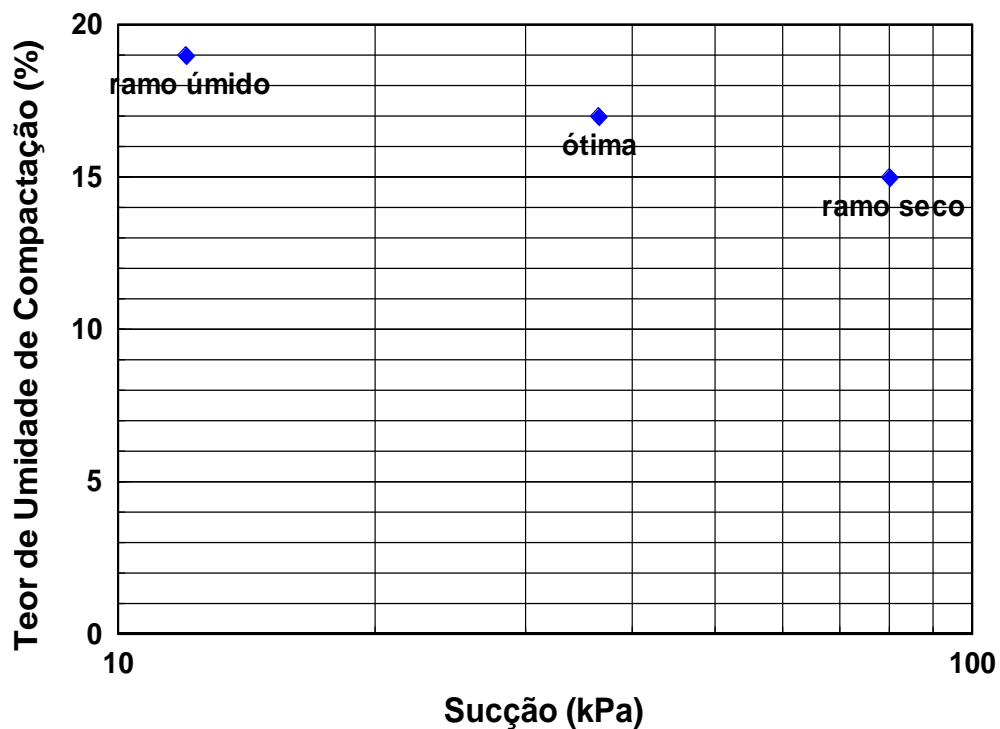


Figura 15 Relação entre sucção e teor de umidade (w) para o solo da jazida

A amostra compactada no ramo seco teve a sucção medida tanto com o T5x como com o TAC, que apresentaram o mesmo valor. A Figura 16 mostra o resultado da verificação da calibração dos tensiômetros instalados no BF1.

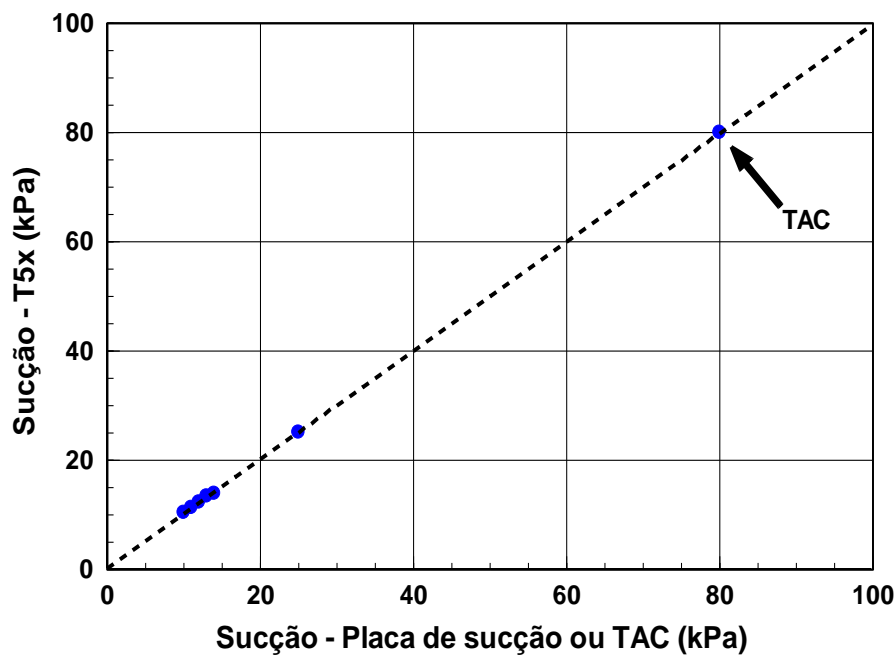


Figura 16 Resultados da verificação de calibração dos tensiômetros instalados em BF1

Os resultados obtidos na verificação da calibração dos tensiômetros instalados no BF2 estão apresentados na Figura 17.

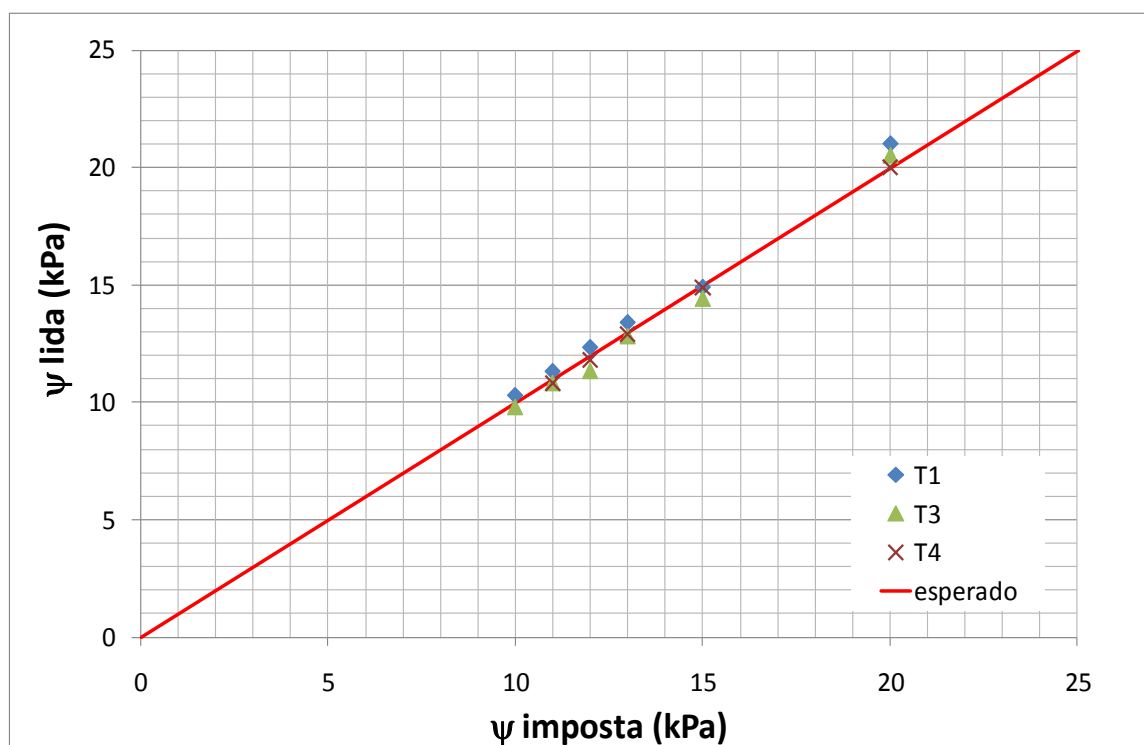


Figura 17 Resultados da verificação de calibração dos tensiômetros instalados em BF2

Verificou-se que, para o nível de sucção avaliado, a calibração do fabricante era adequada.

4.5.1.2 Sensor de umidade volumétrica

Para verificação da calibração dos sensores de umidade volumétrica, prepararam-se amostras de areia com umidades arbitrárias e verificaram-se as leituras dos sensores, conforme apresentado na Figura 18.

Foram preparadas seis amostras com diferentes teores de umidade volumétrica: 5, 10, 15, 20, 25 e 30 cm^3/cm^3 (Figura 18a). Em seguida, cada amostra foi colocada em um recipiente plástico de 2000cm^3 (Figura 18b), onde foi compactada em camadas de modo a obter a densidade arbitrada (Figura 18c). O sensor foi cravado verticalmente antes do final da compactação (Figura 18 d e f). Após a finalização da

compactação o solo foi protegido de evaporação por meio de um filme plástico (Figura 18g) e realizou-se a leitura do sensor.

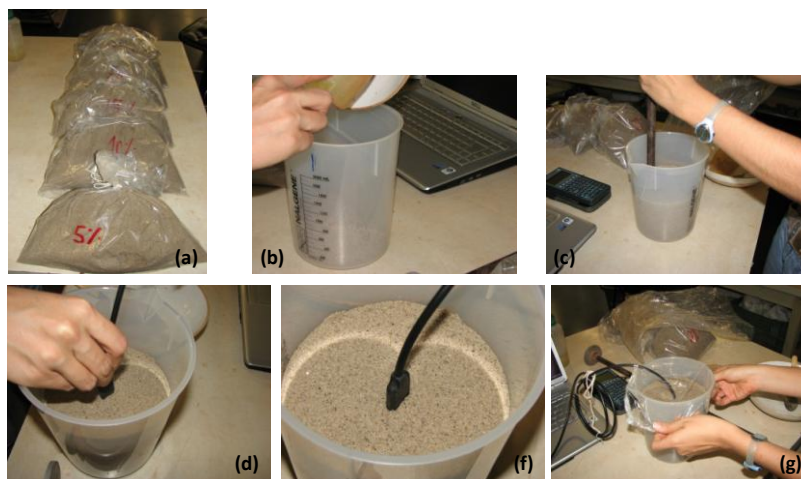


Figura 18 Fotos do procedimento de verificação da calibração dos sensores de umidade

Os resultados obtidos estão apresentados na Figura 19. Observou-se que houve um pequeno desvio, porém dentro dos limites estabelecidos pelo fabricante, quando se utiliza a calibração genérica.

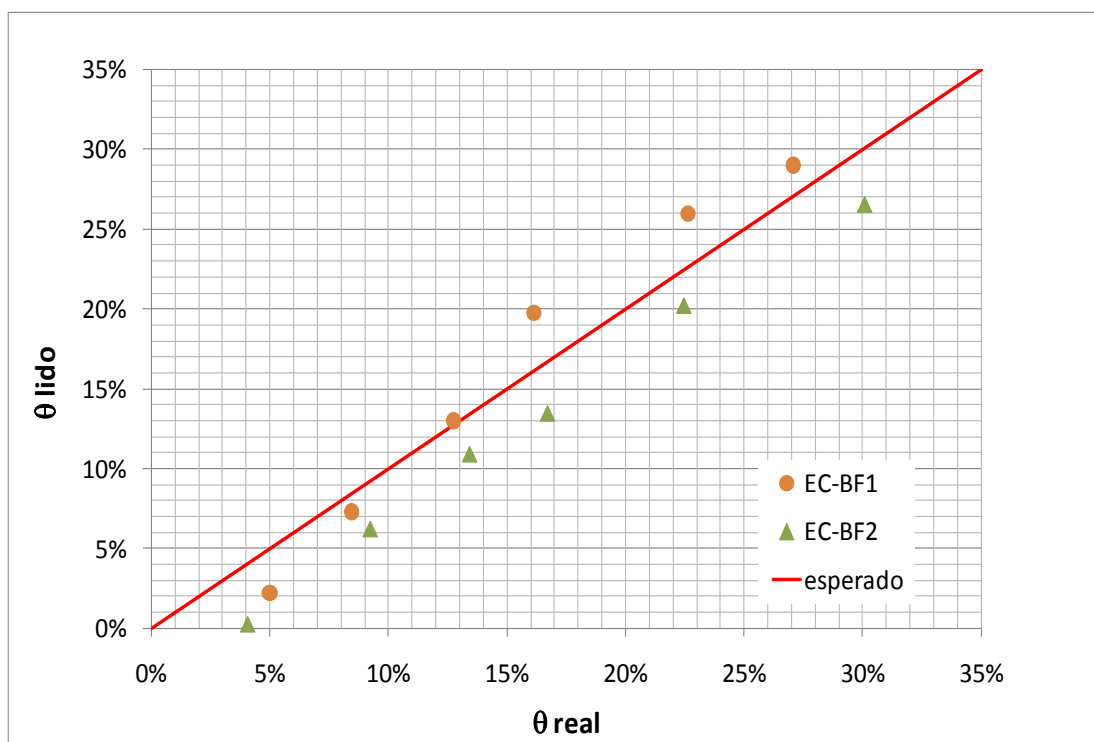


Figura 19 Gráfico de calibração dos sensores de umidade volumétrica

4.6 Adaptação do coletor de biogás

Selecionou-se um poço de drenagem de biogás existente no aterro Delta A para ser adaptado e servir de fonte de alimentação de metano dos biofiltros. O poço escolhido apresentava queima de biogás com chama intensa na ocasião das primeiras visitas e de acordo com seu histórico. Além disso, possuía três vantagens em relação aos demais: fácil acesso (próximo à berma de acesso), região plana para instalação dos biofiltros, e visível da portaria do aterro, possibilitando maior controle sobre os instrumentos que seriam instalados em campo.

O poço foi adaptado de acordo com o esquema apresentado na Figura 20, de modo a permitir o controle e direcionamento do fluxo de biogás do dreno para os biofiltros.

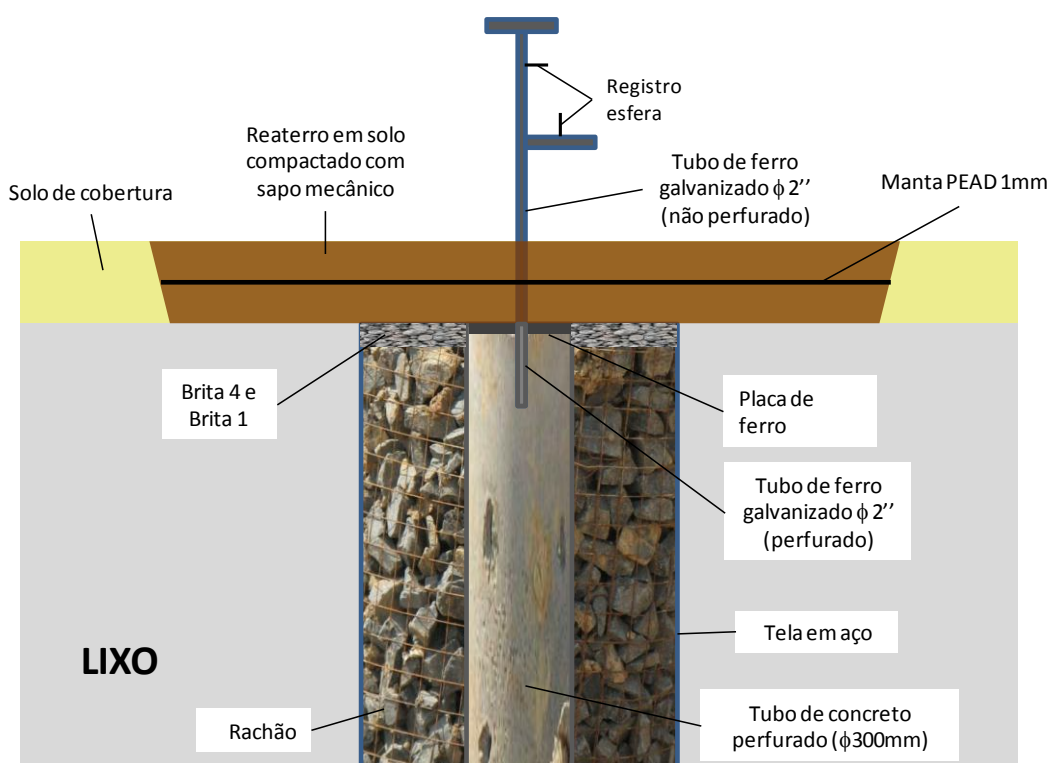


Figura 20 Adaptação do poço de drenagem de biogás

A Figura 21 apresenta uma sequência fotográfica do procedimento de adaptação do poço de drenagem de biogás existente. Inicialmente o poço selecionado (Figura 21a) foi apagado e nivelado com o talude (Figura 21b). Em seguida, o tubo interno de concreto ($\phi 300\text{mm}$), foi tampado por uma placa circular de ferro galvanizado,

acoplado centralmente a um tubo do mesmo material (ϕ 2") perfurado abaixo da placa e liso acima, com duas saídas e dois registros esferas, mostrado na Figura 21c. Acima da placa de ferro, colocou-se uma fina camada de brita 4 e brita 1 e, em seguida, uma camada de solo argiloso (Figura 21d), sobre a qual, após compactação com sapo mecânico, foi colocada uma manta de PEAD 1mm (Figura 21e) para evitar qualquer fuga de biogás ao redor do poço. Acima da manta, foi espalhada e compactada com sapo mecânico uma nova camada de solo argiloso, conforme ilustrado na Figura 21f. Durante a compactação, o solo foi umedecido.

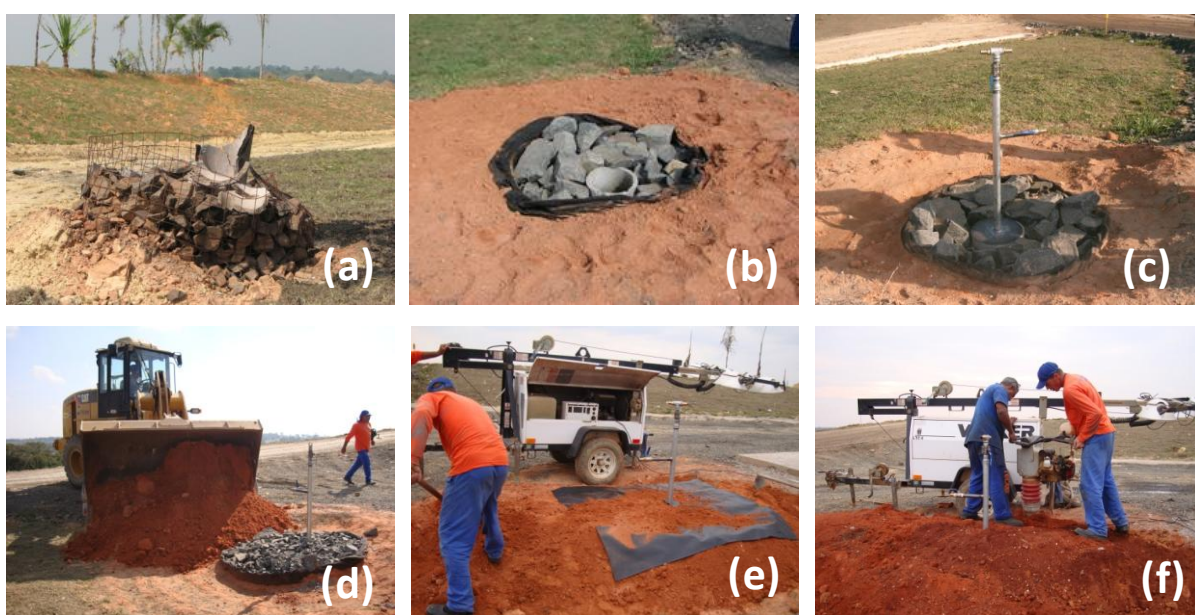


Figura 21 Sequência fotográfica da preparação do sistema de alimentação de biogás

4.7 Instalação do biofiltro BF1

Para instalação do biofiltro BF1 em campo, inicialmente, foram construídas, pela TECAM, uma plataforma de concreto próxima ao poço de drenagem adaptado e uma estrutura para abrigo do sistema de aquisição de dados. Em seguida, fixaram-se os tanques na base de concreto. A Figura 22 ilustra: (a) execução dos furos para fixação dos tanques na plataforma, (b) fixação dos tanques e (c) vista geral da equipe mobilizada.



Figura 22 Fixação dos tanques na plataforma

Todos os materiais utilizados no BF1 foram separados e pesados em campo, no mesmo dia da montagem do biofiltro. A preparação do material de preenchimento do biofiltro BF1 se iniciou com a lavagem da brita 1, apresentada na Figura 23a. Deixou-se a brita secar, conforme mostrado na Figura 23b, enquanto preparou-se a mistura da camada oxidativa do biofiltro BF1. Para a camada oxidativa do BF1, foi utilizada uma mistura de: composto+'areia' de RCD, na proporção de 1:3, em massa.

A 'areia' de RCD foi trazida da URM, conforme apresentado na Figura 23c, pesada com o auxílio de baldes (Figura 23d) e misturada com o composto sem peneiramento prévio, mostrado na Figura 23e. Os materiais foram misturados em uma lona estendida no chão, como ilustrado na Figura 23f, acrescentando-se água, conforme mostrado na Figura 23g, para facilitar o manuseio da amostra e garantir umidade mínima para resposta adequada dos sensores de umidades a serem instalados no biofiltro. Foi feito o quarteamento da amostra, apresentado na Figura 23h, até que a mistura ficasse uniforme, como ilustrado na Figura 23i.

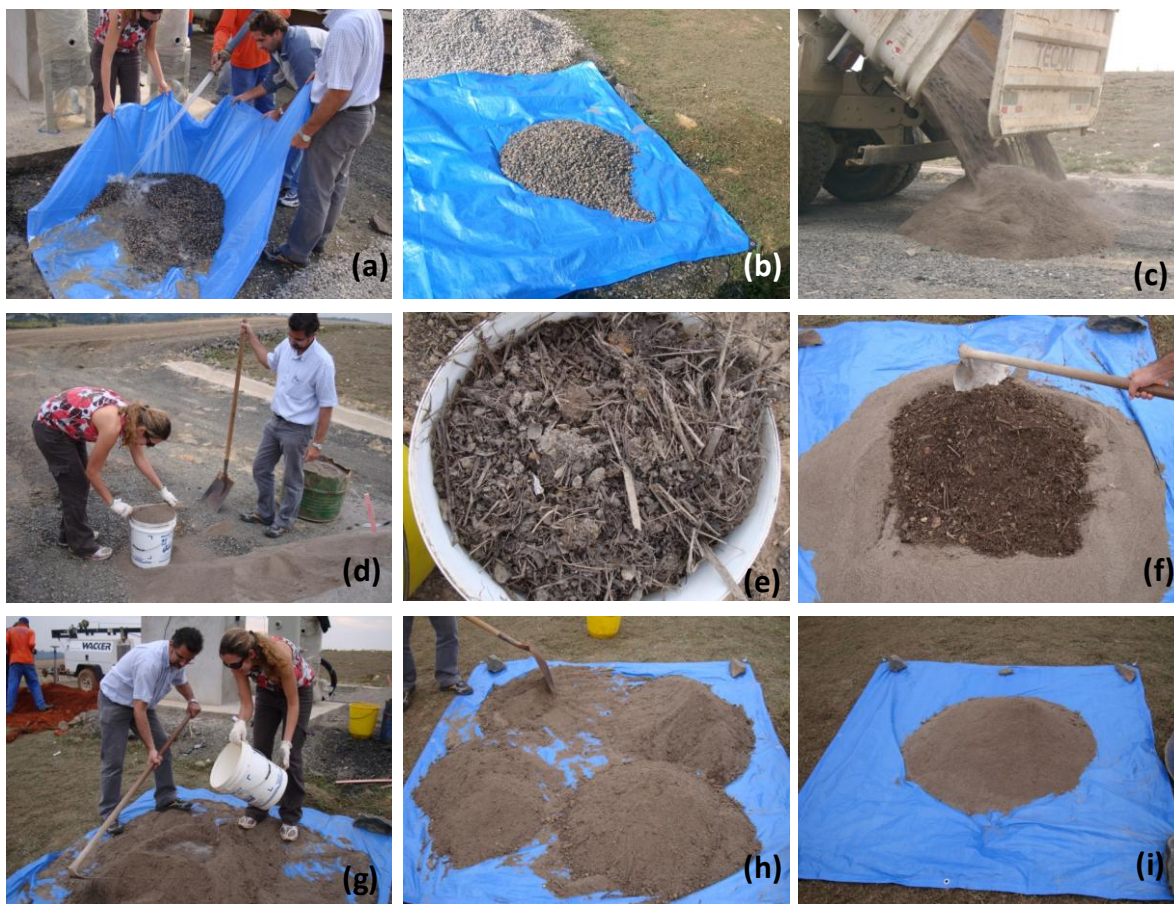


Figura 23 Preparação do material do BF1

A montagem do biofiltro BF1 propriamente dito, conforme ilustrado no esquema da Figura 11, iniciou-se com a colocação de uma tela ao fundo para receber a camada de distribuição, conforme apresentado na Figura 24a. Em seguida, a brita 1 foi despejada e nivelada até a altura do tubo perfurado de amostragem de biogás posicionado em P4. Nesta profundidade, rosqueou-se o tubo perfurado, mostrado na Figura 24b e posicionou-se um sensor de temperatura (ST5). Prosseguiu-se o preenchimento da camada de distribuição por mais 8 cm, quando, então, colocou-se outra tela para receber a camada oxidativa, conforme Figura 24c.

O preenchimento da camada oxidativa se deu com o lançamento do solo, regularização manual do nível e compactação com o soquete metálico. A mistura homogênea de 'areia' RCD e composto foi despejada em camadas uniformes e compactada até a profundidade P3, para instalação dos sensores, conforme ilustrado na Figura 24d. Nesta profundidade, foram instalados dois tensiômetros (TEN1 e TEN2), um sensor de temperatura (ST6) e um sensor do teor de umidade volumétrica (SU9). Prosseguiu-se o preenchimento da camada oxidativa até a

profundidade P2, mostrada na Figura 24e, onde foram instalados um tensiômetro (TEN3), um sensor de temperatura (ST7) e um sensor de umidade (SU10). A Figura 24f mostra o detalhe da instalação do tensiômetro. Seguiu-se o preenchimento e compactação do material, conforme ilustrado na Figura 24g até P1. Nesta profundidade de investigação foram instalados um tensiômetro (TEN4), um sensor de temperatura (ST8) e dois sensores de umidade (SU11 e SU12).

Por fim, preencheu-se o biofiltro com a mistura oxidativa, conforme mostrado na Figura 24h, até deixar uma folga de 3 cm, ficando com a configuração final ilustrada na Figura 24i.

Ao final da instalação, o biofiltro BF1 ficou com 62 cm de camada oxidativa (composto+'areia' de RCD, na proporção 1:3, em massa), com densidade seca de $1,25 \text{ g/cm}^3$, e 18 cm de camada de distribuição, composta de brita 1, procedente da URM.



Figura 24 Montagem do biofiltro BF1

No período de 21/7/2010 a 10/8/2010, antes da conexão do biogás, observou-se significativa variação da temperatura dentro do biofiltro BF1 ao longo do dia, da ordem de +/- 10°C. Tendo em vista que o solo possui uma baixa capacidade de condução térmica, estas variações não eram esperadas e não representavam adequadamente a realidade de um solo de cobertura de aterro. Concluiu-se, assim, que este efeito era devido à elevada capacidade de condução térmica do material do tanque e, para solucionar o problema, optou-se por envolver o tanque com uma manta para isolamento térmico. A manta foi instalada no dia 10/8/2010, juntamente com a conexão do biogás ao biofiltro BF1. A Figura 25 apresenta fotos da instalação da manta térmica.



Figura 25 Instalação da manta para isolamento térmico

Verificou-se que, após a instalação da manta térmica, a amplitude da variação de temperatura ao longo do dia foi reduzida, como era desejado.

4.8 Instalação do condensador na mangueira de alimentação de biogás

Durante o período de monitoramento do biofiltro BF1 foi detectada a interrupção do fluxo de biogás, devido à obstrução da mangueira por água. O biogás do aterro, que é úmido e possui temperatura elevada, ao entrar em contato com a parede da mangueira apoiada na superfície do maciço, resfriou e o vapor d'água condensou no interior da mangueira, provocando a interrupção do fluxo. Este problema foi solucionado temporariamente com o descarte de água e, definitivamente, em 20/1/11, com a instalação de um condensador na mangueira, mostrado em detalhe na Figura 26a e instalado em campo, como visto na Figura 26b.

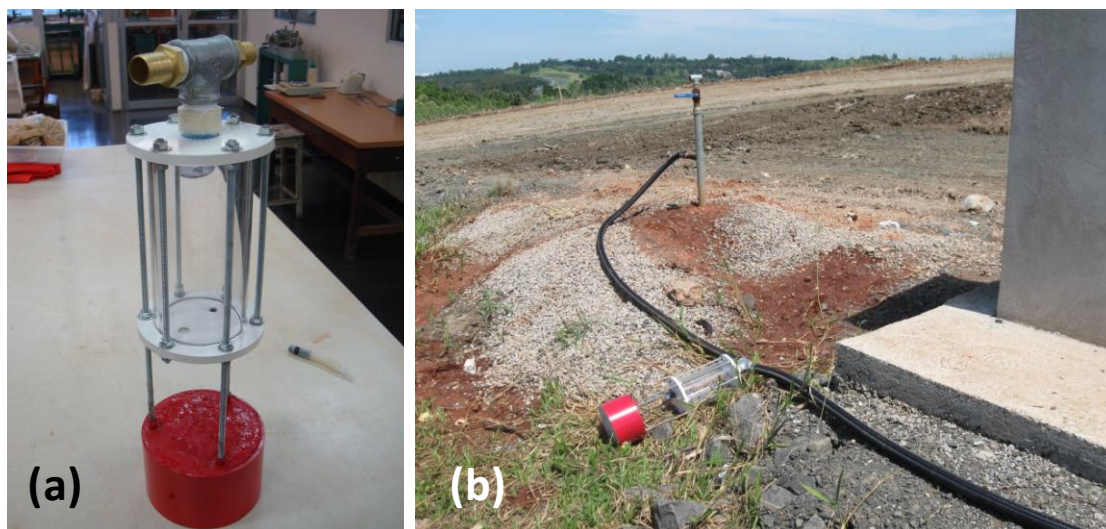


Figura 26 Condensador instalado na mangueira de alimentação de biogás

4.9 Instalação do biofiltro BF2

O material utilizado para a camada oxidativa do biofiltro BF2 foi composto+areia de Osasco, na proporção 1:3, em massa. A preparação da mistura foi feita em laboratório, conforme apresentado na Figura 27. A Figura 27a ilustra o processo de secagem ao ar da areia de Osasco, a Figura 27b mostra o composto adicionado à areia e a Figura 27c, a mistura desses dois materiais, com acréscimo de água, de forma a obter uma mistura homogênea. O composto disponível na ocasião da instalação do BF2 havia sido previamente peneirado, o que não ocorreu com o composto utilizado no BF1.

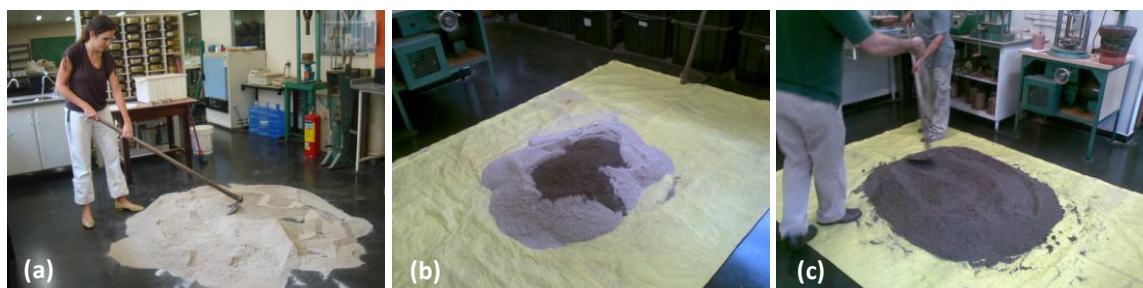


Figura 27 Preparação do material da camada oxidativa do biofiltro BF2

A brita utilizada para a camada de distribuição do biofiltro BF2, originada de rocha de composição granítica, foi lavada e seca ao ar, antes da montagem do biofiltro.

O material misturado em laboratório foi pesado e armazenado em tambores. No campo, antes da montagem do biofiltro BF2, este material foi homogeneizado novamente, conforme apresentado na Figura 28.



Figura 28 Homogeneização do material da mistura oxidativa do BF2 em campo

Após verificação e aprovação da calibração dos sensores em laboratório, o sistema de aquisição de dados foi instalado no campo, em 15/2/11. Neste mesmo dia, foi realizado também o reposicionamento do tanque do biofiltro BF2, a fim de otimizar a sua localização e minimizar o comprimento exposto dos cabos dos sensores conectados ao sistema de aquisição. A Figura 29 apresenta a configuração final após esta etapa do trabalho.



Figura 29 Instalação do sistema de aquisição de dados 2 e reposicionamento do biofiltro BF2

A bifurcação na mangueira de biogás para alimentação dos dois biofiltros foi realizada no condensador de água instalado anteriormente, de forma que este

atendesse tanto o trecho que alimenta o biofiltro BF1, como o trecho do biofiltro BF2, evitando, assim, qualquer interrupção de fluxo devido a acúmulo de água na mangueira. A Figura 30 mostra detalhes desta operação em campo.



Figura 30 Bifurcação da mangueira para alimentação do biofiltro 2

A montagem do biofiltro BF2, apresentada na Figura 31, foi realizada nos dias 23 e 24/3/11. A Figura 31a mostra o início da montagem com a tela ao fundo do tanque para receber a camada de distribuição; a Figura 31b mostra o tubo perfurado para amostragem de gás no interior da camada de distribuição, na sequência, Figura 31c, o fim desta camada e a tela de proteção para início da colocação da camada oxidativa, cuja mistura já estava previamente homogeneizada. Na Figura 31d, tem-se um detalhe da compactação (evidenciado na Figura 31e) e do tubo perfurado para amostragem de gás no interior da camada oxidativa.

Foi perfurado no biofiltro BF2 um orifício circular para passagem dos cabos. Este detalhe, mostrado nas Figura 31f e Figura 31i, não existia no biofiltro BF1 e otimizou a utilização posterior da tampa para medição de vazão de gás. Na Figura 31f, observa-se um detalhe da passagem dos sensores por esta abertura durante a montagem. A Figura 31i mostra o fechamento do orifício e proteção dos cabos feita com silicone após todos os sensores devidamente instalados.

Na Figura 31g é apresentado um detalhe do tubo perfurado e instalação dos sensores de umidade, sucção e temperatura na profundidade de investigação no interior da camada oxidativa. Na Figura 31h, tem-se uma vista geral da montagem do biofiltro BF2, mostrando o sistema de aquisição de dados conectado ao computador, através do qual se realizou o acompanhamento dos parâmetros a cada instante durante a montagem. A Figura 31j mostra o detalhe da colocação da manta

térmica ao redor do tanque, conforme necessidade detectada no início do monitoramento do biofiltro BF1. Na Figura 31k é apresentado o detalhe da face superior da camada oxidativa do biofiltro BF2, após término da montagem. A Figura 31l mostra a vista geral do sistema montado, incluindo a alimentação de biogás, através da mangueira conectada ao biofiltro BF2.

Ao final da instalação, o biofiltro BF2 ficou com 64 cm de camada oxidativa (composto+areia de Osasco, na proporção 1:3, em massa), com densidade seca de $1,50 \text{ g/cm}^3$, e 16 cm de camada de distribuição, composta de brita 1.

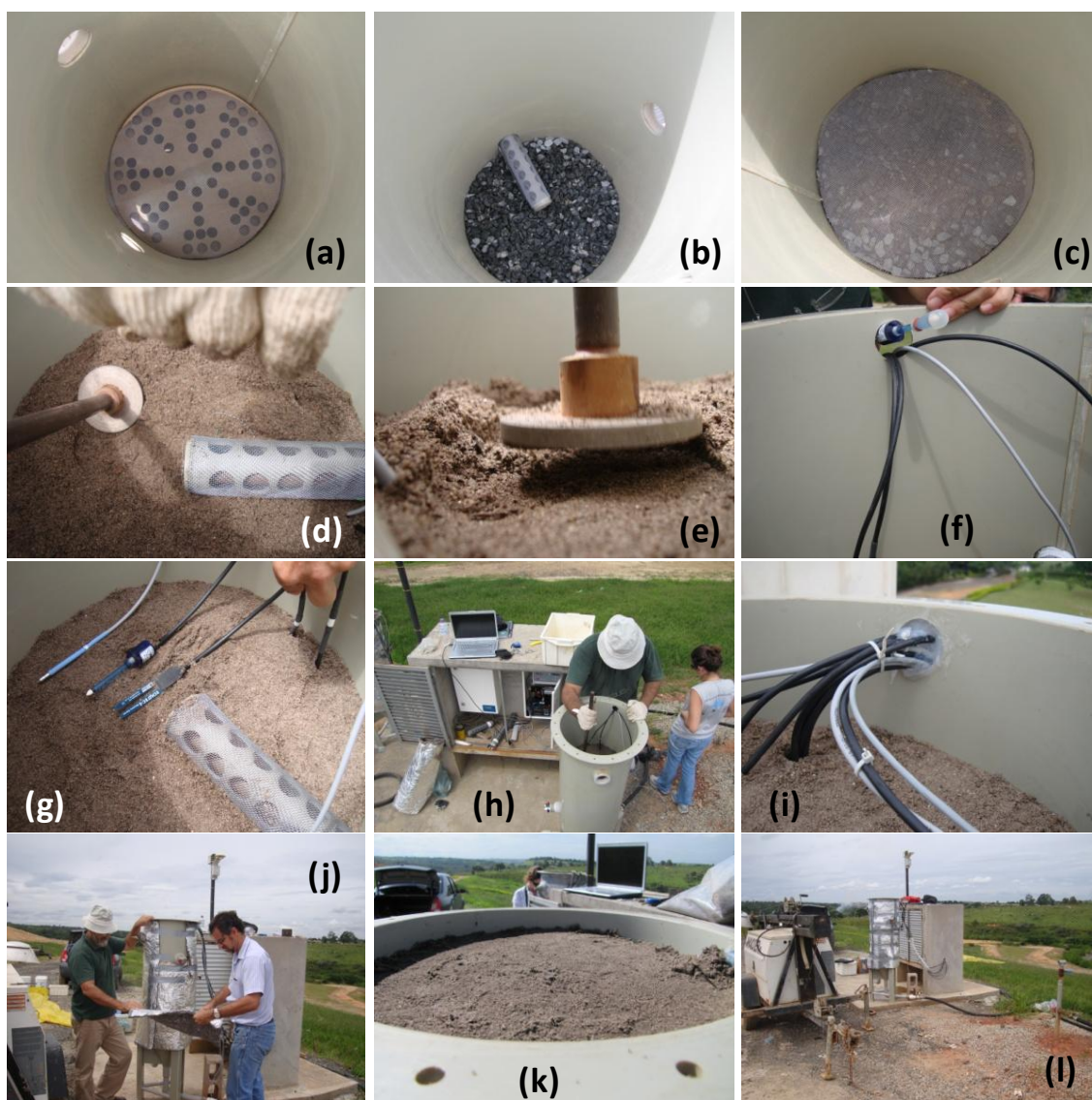


Figura 31 Montagem do biofiltro BF2

4.10 Eficiência da oxidação do metano

A eficiência da oxidação do metano ($E_{f_{ox}}$) ou porcentagem de metano oxidado foi calculada conforme a Equação 4:

$$E_{f_{ox}} = \frac{\%CH_4_{P4} - \%CH_4_{P1}}{\%CH_4_{P4}} \quad (4)$$

Sendo:

$E_{f_{ox}}$ = eficiência da oxidação (%)

$\%CH_4_{P4}$ = composição do metano em P4 (entrada)

$\%CH_4_{P1}$ = composição do metano em P1 (saída)

P1 e P4 estão indicados na Figura 11.

4.11 Medição da vazão de metano e cálculo da taxa de metano oxidado

A vazão de metano foi medida de forma indireta através do fechamento da saída do biofiltro, com uma tampa projetada para este fim, e acompanhamento da variação das concentrações dos gases CH_4 , CO_2 e O_2 . A Figura 32 ilustra esse procedimento em campo, sendo a Figura 32a uma medição no biofiltro BF1 e Figura 32b, no biofiltro BF2.



Figura 32 Foto da medição indireta da vazão nos biofiltros BF1 (a) e BF2 (b)

O fluxo de metano foi determinado por meio da Equação 5:

$$J_{CH_4} = \frac{V \cdot \frac{\delta C}{\delta t} \cdot \rho}{A} \quad (5)$$

Sendo:

J_{CH_4} = fluxo de metano (kg/m² dia)

V = volume da câmara (m³)

$\delta C/\delta t$ = inclinação da reta do trecho inicial do gráfico de variação da concentração de metano pelo tempo (%vol/s)

ρ = densidade do metano (kg/m³)

A = área da seção transversal do biofiltro (m²)

O fluxo de metano medido através deste procedimento – na saída do biofiltro – é o fluxo já oxidado. De maneira conservadora, assumiu-se este valor para o cálculo da taxa de metano oxidado, apresentado a seguir. A taxa de metano oxidado foi calculada seguindo a Equação 6:

$$\text{Taxa de metano oxidado} = E_{fox} \times J_{CH_4} \quad (6)$$

Sendo:

E_{fox} = eficiência da oxidação (%)

J_{CH_4} = fluxo de metano no topo do biofiltro (kg/m².dia)

5 RESULTADOS

5.1 Caracterização geotécnica dos materiais para a camada oxidativa

Os materiais disponíveis, descritos no item 4.2, foram analisados e os estão apresentados a seguir.

5.1.1 Massa específica dos grãos

A massa específica dos grãos foi obtida para o solo da jazida ($2,68 \text{ g/cm}^3$), para o composto ($2,55 \text{ g/cm}^3$), para a 'areia' de RDC ($2,72 \text{ g/cm}^3$) e a areia de Osasco ($2,65 \text{ g/cm}^3$), bem como para as misturas BF1 ($2,71 \text{ g/cm}^3$) e BF2 ($2,63 \text{ g/cm}^3$). Os resultados estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 Massa específica dos grãos de cada material

Parâmetro	Solo da jazida	Composto	'areia' de RDC	areia de Osasco	BF1	BF2
Massa específica dos grãos (g/cm^3)	2,68	2,55	2,72	2,65	2,71	2,63

Notou-se que a massa específica dos grãos das misturas BF1 e BF2, ficaram ligeiramente inferiores às massas específicas das areias utilizadas em cada mistura – 'areia' de RCD no BF1 e areia de Osasco no BF2 – indicando leve influência do composto adicionado a elas.

5.1.2 Curva granulométrica

As curvas granulométricas obtidas para os materiais estudados estão apresentadas na Figura 33, onde foi verificado que o solo da jazida apresentou granulometria de

silte argiloso, e os demais materiais, 'areia' de RCD, areia de Osasco, mistura da camada oxidativa do biofiltro BF1 ('areia' de RDC+composto) e mistura da camada oxidativa do biofiltro BF2 (areia de Osasco+composto), apresentaram granulometria semelhantes, de areia média a grossa.

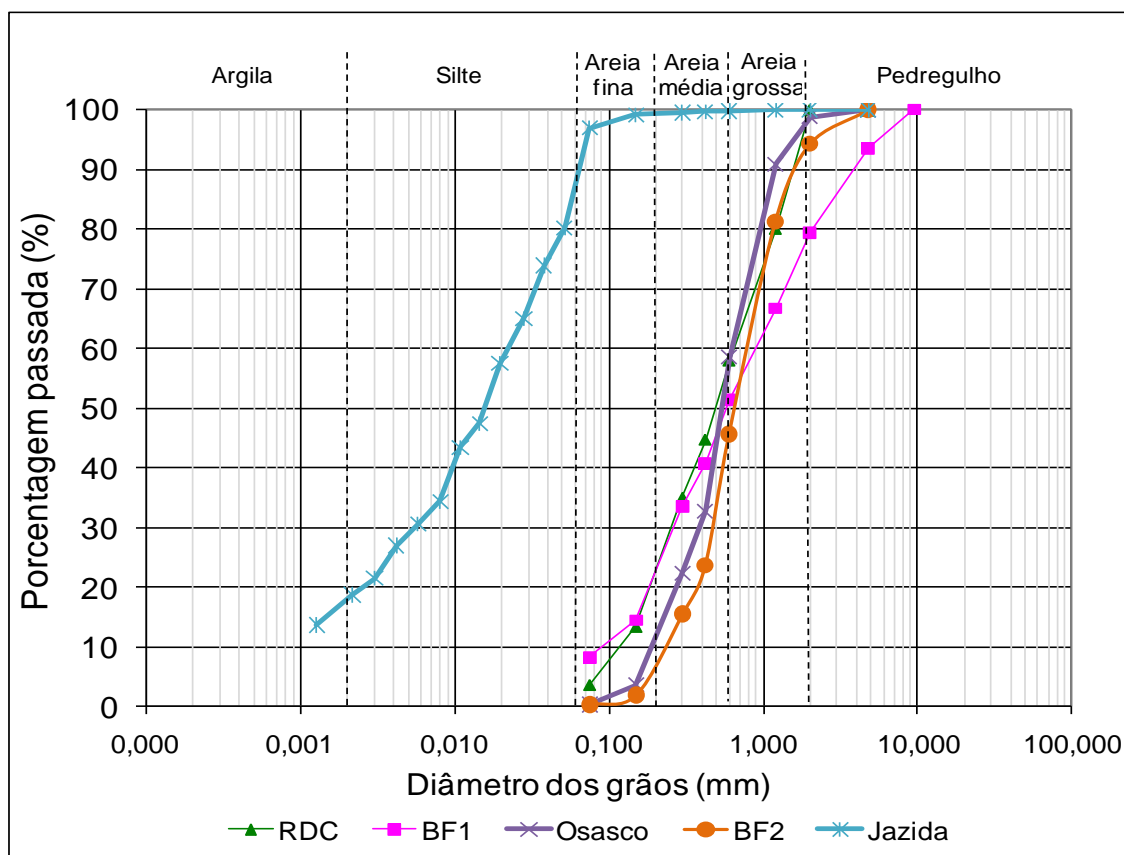


Figura 33 Distribuição granulométrica dos materiais analisados

Notou-se que dos materiais apresentados na Figura 33, o BF1 apresentou granulometria ligeiramente mais grossa do que os demais materiais arenosos. Este fato deve-se, possivelmente, à utilização de composto não peneirado na composição desta mistura (BF1).

5.1.3 Permeabilidade ao ar

Inicialmente, realizou-se o ensaio de permeabilidade ao ar no material do solo da jazida misturado à brita, conforme descrito no item 4.3.1. Como pode ser observado na Figura 10, o material resultante da mistura (solo da jazida + brita) ficou

heterogêneo, de difícil manipulação e, ainda, apresentou, para um valor de grau de saturação de 40%, baixa permeabilidade ao ar, de $2,0 \times 10^{-8}$ m/s.

Optou-se, então, por determinar a permeabilidade ao ar da 'areia' de RCD, comparando-a com a areia de Osasco. Para fim de comparação, estabeleceu-se densidade seca de $1,50 \text{ g/cm}^3$. A Figura 34 apresenta os resultados obtidos, os quais indicaram permeabilidades semelhantes, da ordem de $3,0 \times 10^{-6}$ m/s, para as duas areias puras.

A densidade seca definida para a camada oxidativa dos biofiltros em campo foi de $1,25 \text{ g/cm}^3$, valor próximo ao utilizado por Teixeira (2008) em experimento semelhante no aterro sanitário São Giácomo em Caxias do Sul. No biofiltro BF1 esta condição foi obedecida, porém, o mesmo não ocorreu no biofiltro BF2.

Durante a montagem, o biofiltro BF2 foi mais compactado e sua camada oxidativa ficou com densidade seca de $1,50 \text{ g/cm}^3$. Outro fator que pode ter contribuído para essa diferença, além da compactação, foi a utilização de composto peneirado na composição da camada oxidativa do BF2 e não peneirado, em BF1.

O material da camada oxidativa do BF2 foi avaliado, em laboratório, com duas densidades distintas, uma correspondente à densidade seca de campo deste biofiltro (BF2) e outra com a densidade pretendida inicialmente (BF2c/dens1).

Os resultados dos ensaios de permeabilidade ao ar para diferentes graus de saturação estão apresentados na Figura 34. Observou-se que a permeabilidade ao ar de todos os materiais apresentou significativa redução para grau de saturação acima de 70%.

Verificou-se que a diferença de densidade acarretou diminuição da permeabilidade ao ar da camada oxidativa do BF2. A permeabilidade ao ar deste biofiltro ficou cerca de quatro vezes inferior à do biofiltro BF1, conforme também apresentado na Figura 34.

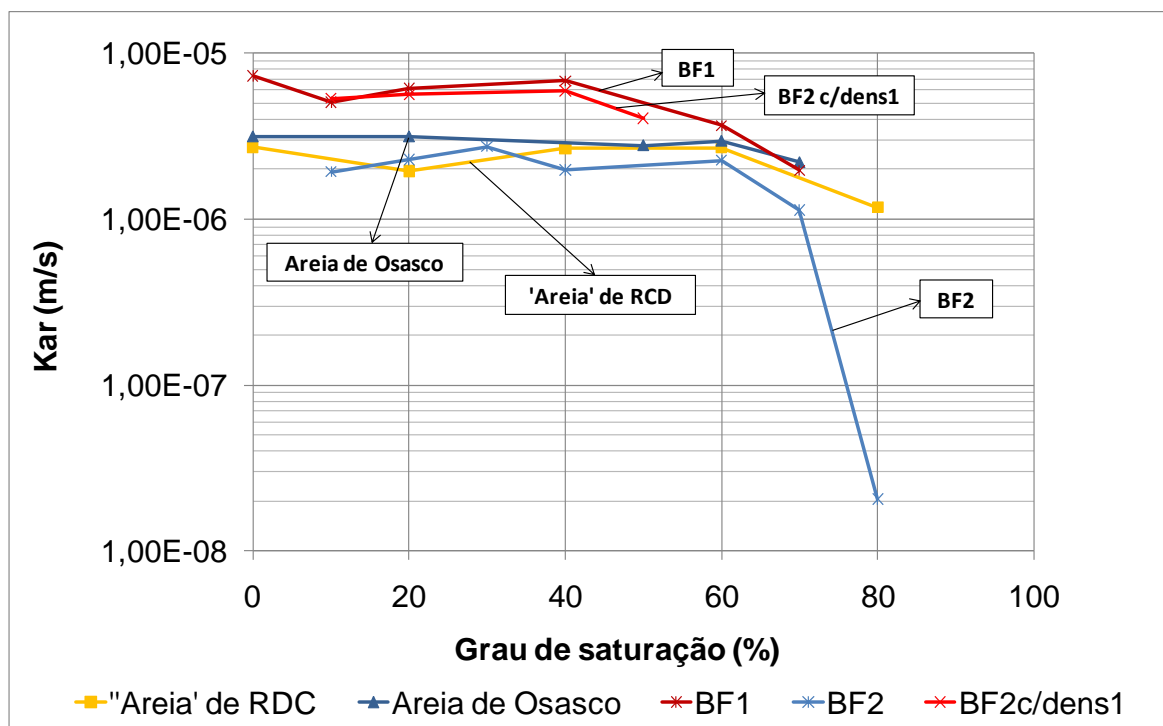


Figura 34 Permeabilidade ao ar dos materiais candidatos à composição da camada oxidativa

Notou-se, na Figura 34, que a simulação da mistura do BF2 com densidade seca de campo do BF1 apresentou resultado semelhante ao BF1, corroborando a afirmação de que a diferença de densidade dos biofiltros foi determinante para a diminuição da permeabilidade ao ar observada no biofiltro BF2.

5.1.4 Condutividade hidráulica

A condutividade hidráulica foi obtida para o solo da jazida puro e para as misturas das camadas oxidativas dos biofiltros BF1 e BF2. O solo da jazida apresentou condutividade hidráulica de $7,5 \times 10^{-7}$ m/s, muito inferior aos valores obtidos para as misturas arenosas: $4,0 \times 10^{-3}$ m/s para BF1 e $2,5 \times 10^{-3}$ m/s para BF2. Os resultados estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 Condutividade hidráulica

Parâmetro	Solo da jazida	BF1	BF2
Condutividade hidráulica (m/s)	$7,5 \cdot 10^{-7}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$	$2,5 \cdot 10^{-3}$

A condutividade hidráulica obtida para o BF2 foi cerca de metade da verificada para o BF1. Embora essa diferença não seja significativa, considerando a ordem de grandeza, ela é um reflexo da diferença de densidade destes materiais.

5.1.5 Curvas de retenção de água

Foram realizados ensaios de laboratório para obtenção das curvas de retenção, que relaciona o teor de umidade volumétrico à sucção do solo, para as misturas das camadas oxidativas dos biofiltros BF1 e BF2. Em laboratório, a curva de retenção do BF1 foi obtida por secagem e umedecimento, apresentada na Figura 35. Na Figura 35 estão também apresentados os dados de campo do biofiltro BF1, de acordo com a profundidade de monitoramento.

Para o biofiltro BF2, os resultados obtidos em campo estão apresentados na Figura 36, juntamente com a curva de retenção obtida por secagem. O ensaio para determinação do ramo de umedecimento da curva do material da cobertura oxidativa do BF2 não pôde ser realizado a tempo.

Os dados de monitoramento em campo de teor de umidade e sucção, quando comparados à curva de retenção de água de laboratório, indicam concordância dos valores obtidos nas camadas mais profundas, em P2 e P3, o que não se verifica para a camada mais superficial P1, como pode ser verificado na Figura 35 (BF1) e na Figura 36 (BF2).

Para o BF1 os valores de campo estão compreendidos em torno da curva de umedecimento obtida em laboratório. Para o BF2, os dados de campo encontram-se abaixo da curva de secagem. Observou-se que a variação dos dados de campo do BF2 é semelhante à verificada nos dados do biofiltro BF1 e deve coincidir com o ramo de umedecimento da curva de retenção do material, da mesma forma que verificado para o BF1.

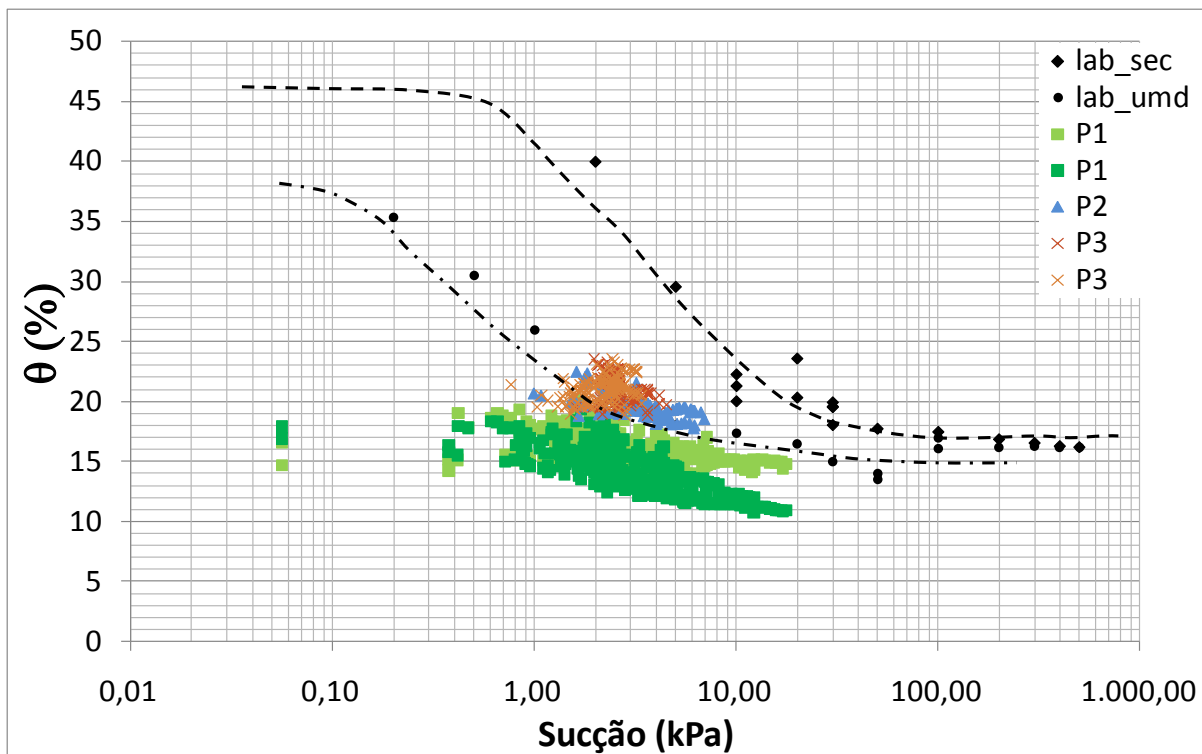


Figura 35 Curva de retenção do material da camada oxidativa do BF1 (dados de laboratório e campo)

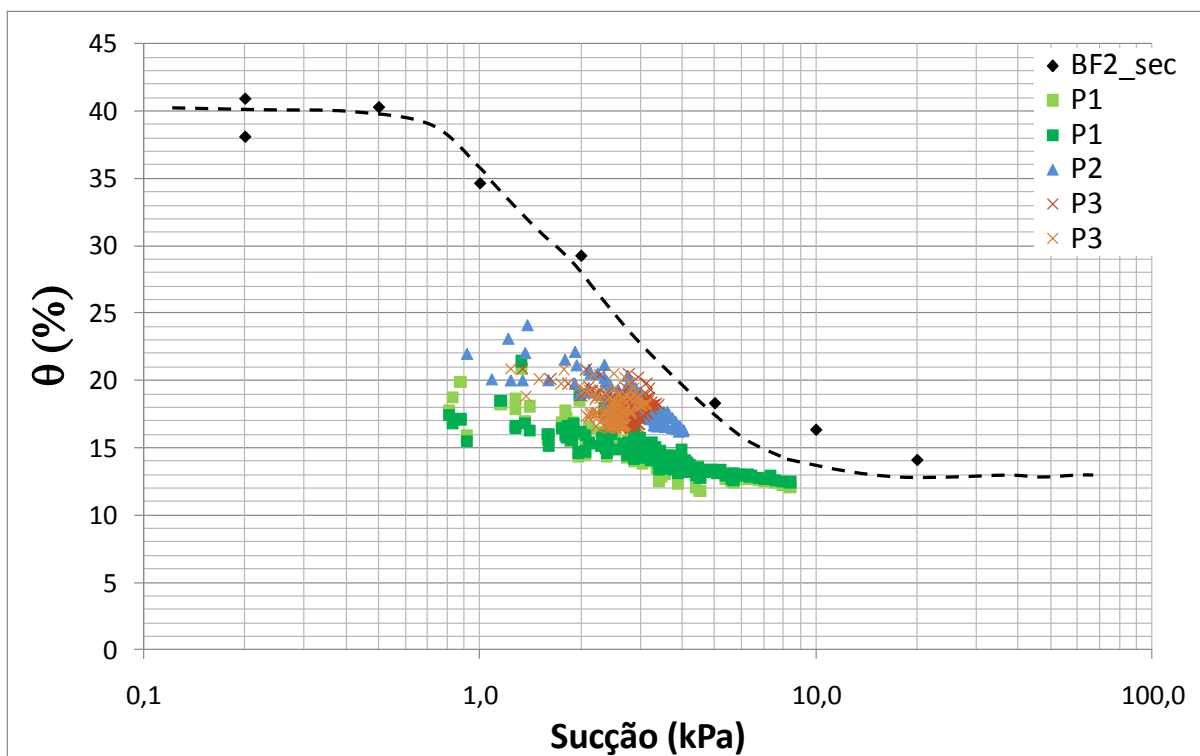


Figura 36 Curva de retenção do material da camada oxidativa do BF2 (dados de campo e laboratório)

Notou-se semelhança entre as curvas de retenção de água dos materiais do BF1 e BF2, porém com a curva do BF2 deslocada para baixo, ou seja, menores teores de

umidade para a mesma sucção. Fato, este, ligado à menor porosidade deste material.

Os dados de campo sugerem que os dois biofiltros apresentaram, em termos de teor de umidade e sucção, um comportamento de “looping” intermediário da curva de retenção próximo ao ramo de umedecimento.

5.1.6 Limites de Atterberg e curva de compactação do solo da jazida

Por tratar-se de um solo fino, determinaram-se os limites de Atterberg para o solo da jazida. O limite de liquidez (w_L) foi obtido pelos métodos de Casagrande e pelo ensaio de penetração do cone. Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 Limites de Atterberg do solo da jazida

w_L (Cone)	w_L (Casagrande)	w_p
30,8%	30,0%	20,7%

O Índice de Plasticidade (I_p), considerando o w_L obtido pelo método de Casagrande, é 9%. De acordo com o sistema unificado de classificação de solos (Unified Soil Classification System – USCS), o material classifica-se como uma argila de baixa plasticidade. A Figura 37 apresenta a carta de plasticidade e a posição do material ensaiado.

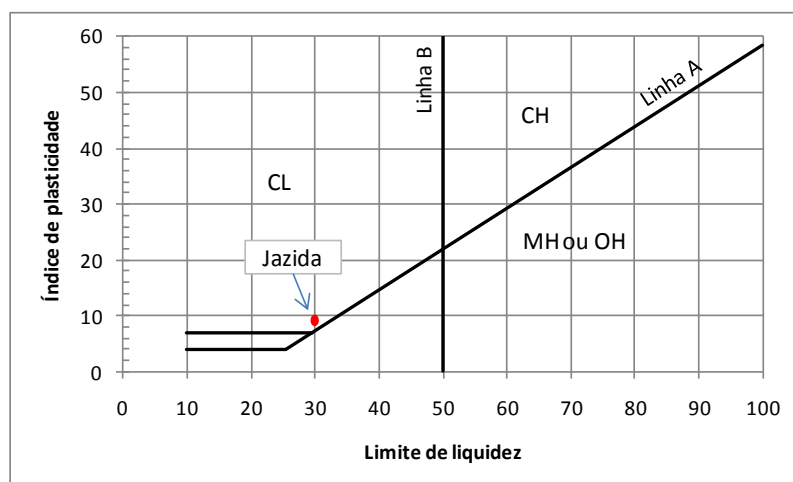


Figura 37 Carta de Plasticidade

Realizou-se ensaio de compactação com energia Proctor Normal para este solo. Foram obtidos densidade seca máxima de $1,79 \text{ g/cm}^3$, teor de umidade ótimo de 17% e a curva de compactação, apresentada na Figura 38.

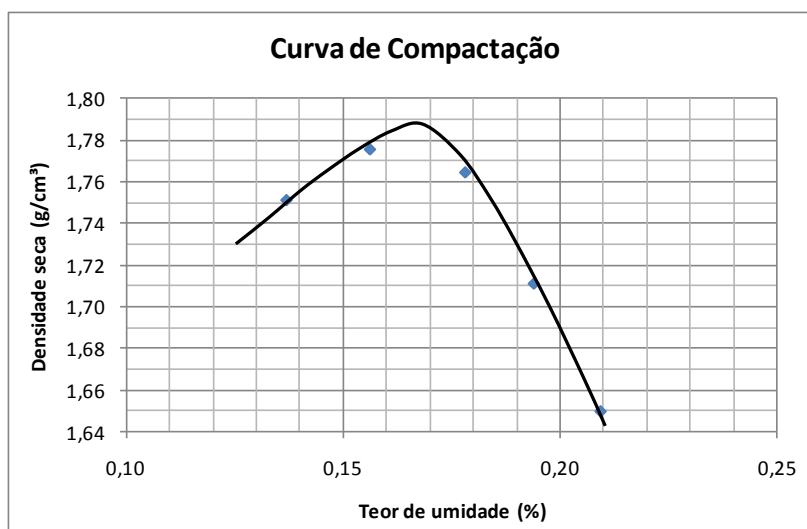


Figura 38 Curva de compactação do solo da jazida do Delta A

5.1.7 Índices de vazios da 'areia' de RCD e areia de Osasco

Os índices de vazios máximos e mínimos para as areias de RCD e de Osasco estão apresentados Tabela 5.

Tabela 5 Índices de vazios das areias

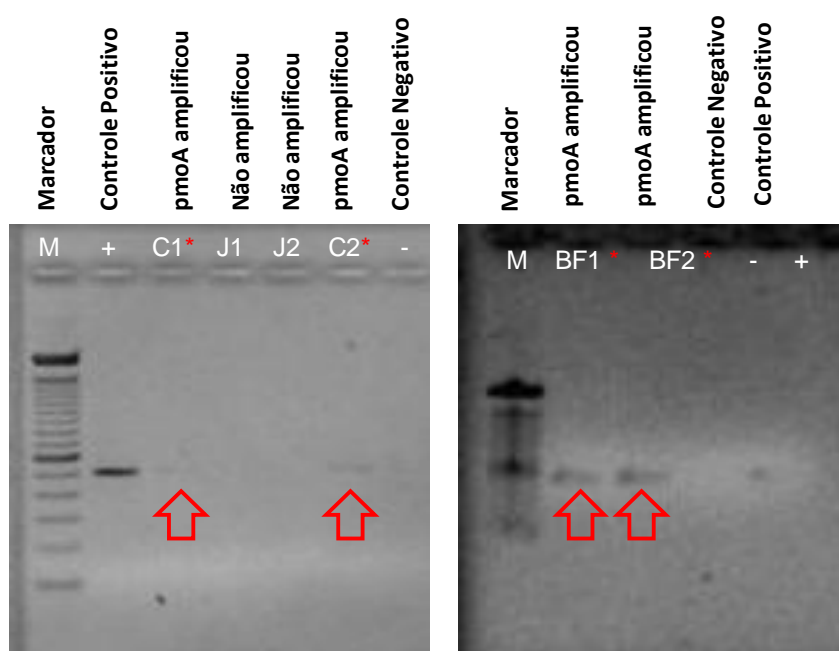
Parâmetro	'areia' de RCD	areia de Osasco
$e_{\text{mín}}$	0,61	0,57
$e_{\text{máx}}$	0,95	0,83

5.2 Caracterização biológica dos materiais para a camada oxidativa

Foram realizados ensaios microbiológicos em seis amostras, sendo duas do solo da jazida (J1 e J2), duas do composto (C1 e C2), uma da mistura oxidativa do biofiltro BF1 (BF1) e uma da mistura oxidativa do biofiltro BF2 (BF2), a fim de verificar a

presença de bactérias metanotróficas e a atividade dessas bactérias quando submetidas à atmosfera de metano em laboratório (cultivo).

Na realização da Polymerase Chain Reaction (PCR), utilizaram os *primers* específicos para a amplificação do gene *pmoA*, exclusivo das bactérias metanotróficas. Verificou-se, conforme apresentado na Figura 27, que nas amostras do composto, assim como nas misturas BF1 e BF2, houve amplificação deste gene, indicando a presença de metanotróficas, enquanto as amostras do solo da jazida não amplificaram o gene.



* C1 e C2: amostras de composto
 J1 e J2: amostras do solo da jazida
 BF1 e BF2: Areia de reciclagem + composto (biofiltro)

Figura 39 Resultado da PCR para *pmoA*

Os resultados do cultivo indicaram consumo de metano nas amostras de composto e BF2. Para as amostras do solo da jazida e do biofiltro BF1, não houve consumo de metano significativo no tempo do ensaio, conforme apresentado na Figura 40.

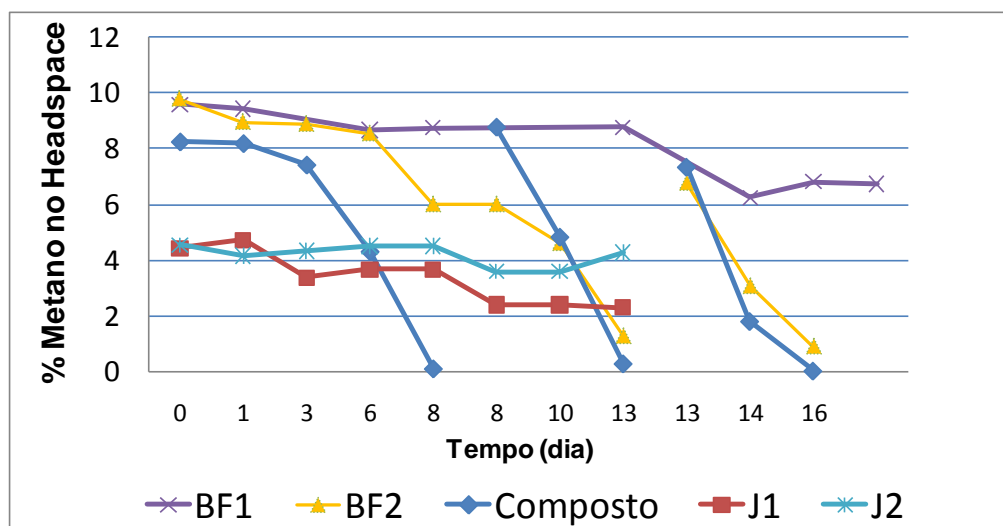


Figura 40 Resultado do cultivo (solo da jazida, composto puro, BF1 e BF2)

Embora a presença de bactérias metanotróficas tenha sido constatada nas amostras das camadas oxidativas dos biofiltros BF1 e BF2, no ensaio de cultivo em laboratório o material do BF1 não apresentou consumo pronunciado durante os 21 dias de ensaio, como o material do BF2, sugerindo que as características químicas do primeiro não foram adequadas à atividade dessas bactérias como no segundo. A amostra do BF2 teve consumo semelhante ao consumo da amostra do composto puro, corroborando as características favoráveis deste material para a atividade das bactérias metanotróficas.

5.2.1 Árvore filogenética

Foi realizado ensaio microbiológico para identificação do tipo de bactéria responsável pela oxidação biológica do metano nos biofiltros estudados e, assim, auxiliar na interpretação dos fatores limitantes do processo. Para isso, utilizou-se uma amostra do material da camada oxidativa do BF1.

As sequências de aminoácidos obtidas a partir da biblioteca do material contido no BF1 foram agrupadas, na maioria, com sequências relacionadas a metanotróficas do gênero *Methylocaldum* sp, pertencentes a família Methylococcaceae (metanotróficas do tipo I). Algumas sequências foram agrupadas ao gênero *Methylocystis* sp, que

pertence a família Methylocystaceae (metanotróficas do tipo II). Estes resultados estão apresentados na Figura 41.

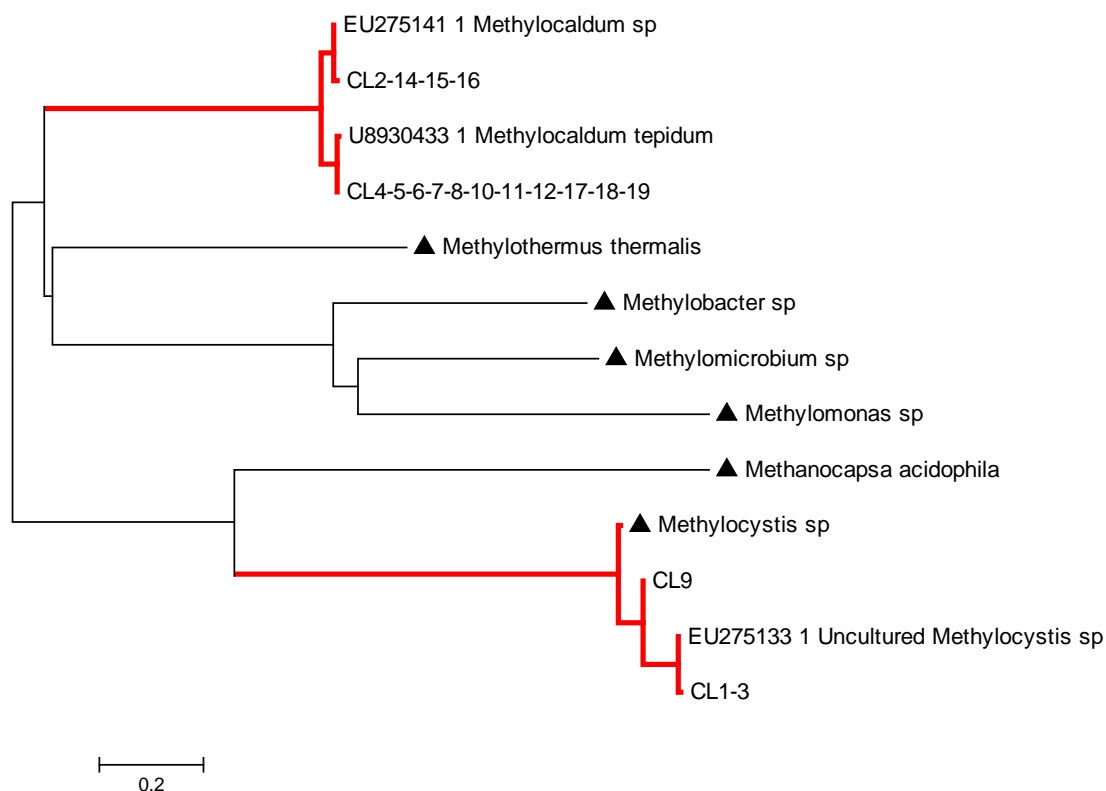


Figura 41 Árvore filogenética do material contido no biofiltro BF1

5.3 Caracterização química dos materiais para a camada oxidativa

Em razão do baixo consumo em laboratório da mistura oxidativa do biofiltro BF1, investigou-se o pH deste material. A mistura apresentou pH 11, alcalino.

Foram, então, caracterizadas quimicamente três amostras: mistura da camada oxidativa do biofiltro BF1 ('areia' de RCD + composto), mistura da camada oxidativa do BF2 (areia Osasco+composto) e uma amostra do composto puro, a fim de identificar possíveis fatores limitantes ou estimulantes do processo de oxidação biológica do metano em cada material. Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 6. Os teores apresentados foram determinados por análise semiquantitativa sem padrões (standarless) com análise de elementos químicos de flúor a urânio, em

espectômetro com fluorescência de raio X Axios Advanced, marca PANalytical. Perda ao fogo (PF) efetuada a 1.050°C por 1 hora.

Tabela 6 Resultado da caracterização química

Amostra	BF1	BF2	Composto
Na ₂ O	0,55	0,33	0,51
MgO	1,87	0,22	0,78
Al ₂ O ₃	6,81	5,38	11,1
SiO ₂	59,6	85,0	55,8
P ₂ O ₅	0,24	0,20	0,76
SO ₃	1,46	0,41	1,47
Cl	0,04	0,04	0,17
K ₂ O	1,06	2,11	1,92
CaO	13,8	0,48	2,08
TiO ₂	0,66	0,31	0,86
V ₂ O ₅	0,01	nd	nd
Cr ₂ O ₃	0,03	0,06	0,05
MnO	0,17	0,06	0,11
Fe ₂ O ₃	4,12	1,51	5,09
NiO	0,01	<<	<<
CuO	0,01	0,01	0,02
ZnO	<<	<<	0,02
Y ₂ O ₃	nd	nd	<<
Rb ₂ O	<<	0,01	0,01
SrO	0,04	0,01	0,02
ZrO ₂	0,03	0,02	0,04
BaO	nd	0,03	0,03
PbO	nd	nd	0,01
PF	9,50	3,78	19,2

Verificou-se que a mistura utilizada no biofiltro BF1 apresentou elevada concentração de óxido de cálcio, provavelmente associada ao carbonato de cálcio presente no cimento, e a alta alcalinidade do meio. O valor de pH deste material (11) não é típico de solos naturais e não foram encontrados na bibliografia experimentos realizados com metanotróficas em tais condições.

5.4 Síntese das características dos materiais para a camada oxidativa

A Tabela 7 apresenta uma síntese das características de cada material estudado para a camada oxidativa dos biofiltros. A permeabilidade ao ar indicada na tabela refere-se à obtida considerando grau de saturação 40%, a título de comparação dos materiais.

Tabela 7 Sínteses das características dos materiais

Ensaio	Solo da jazida	Composto	'areia' de RDC	areia de Osasco	BF1	BF2
Massa específica dos grãos (g/cm ³)	2,68	2,55	2,72	2,65	2,71	2,63
Granulometria	silte argiloso	-	areia fina a média	areia fina a média	areia fina a média	areia fina a média
Condutividade hidráulica (m/s)	$7,5 \cdot 10^{-7}$	-	-	-	$2,5 \cdot 10^{-3}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$
Permeabilidade ao ar (m/s)	$2,0 \cdot 10^{-8}$	-	$3,0 \cdot 10^{-6}$	$3,0 \cdot 10^{-6}$	$5,0 \cdot 10^{-6}$	$2,0 \cdot 10^{-6}$
Umidade higroscópica (%)	2,2	3,2	2,0	1,3	2,8	1,0
$e_{\text{mín}}$	-	-	0,61	0,57	-	-
$e_{\text{máx}}$	-	-	0,95	0,83	-	-
% de matéria orgânica	-	18,8	-	-	4,0	3,5
Densidade seca de campo (g/cm ³)	-	-	-	-	1,25	1,5
Porosidade	-	-	-	-	0,54	0,43
e	-	-	-	-	1,17	0,75
PCR para pmoA	ausente	presente	-	-	presente	presente
Consumo em laboratório	não	sim	-	-	não	sim

Os biofiltros BF1 e BF2 não ficaram com a mesma densidade de campo, conforme desejado inicialmente. Durante a montagem, o biofiltro BF2 foi mais compactado e sua camada oxidativa ficou com densidade seca de 1,50 g/cm³, enquanto que a camada oxidativa do BF1 ficou com densidade seca de 1,25 g/cm³. Outro fator que pode ter contribuído para essa diferença, além da compactação, foi a utilização de composto peneirado na composição da camada oxidativa do BF2 e não peneirado, em BF1. Esta diferença acarretou diminuição da permeabilidade ao ar da camada oxidativa do BF2.

A escolha do material da camada oxidativa do BF1 mostrou-se adequada do ponto de vista geotécnico, porém, suspeitou-se que suas características químicas, por tratar-se de um resíduo de construção e demolição, poderiam prejudicar o processo

de oxidação biológica do metano. Esta hipótese foi inicialmente reforçada pelo baixo consumo no ensaio de cultivo realizado em laboratório com este material. Como características desfavoráveis deste material, destacam-se a elevada concentração de óxido de cálcio, provavelmente associada ao carbonato de cálcio presente no cimento, e a alta alcalinidade do meio, que apresentou pH igual a 11.

Por este motivo, optou-se por montar o segundo biofiltro utilizando um solo natural de características geotécnicas semelhantes à 'areia' de RCD utilizada no BF1. A areia de Osasco atendeu a esse critério, como indicaram os ensaios geotécnicos de granulometria e permeabilidade ao ar realizados previamente, e também posteriormente à instalação do biofiltro BF2, com a simulação em laboratório da permeabilidade ao ar do solo do BF2 e densidade de campo do BF1 ($1,25 \text{ g/cm}^3$), conforme apresentado na Figura 34.

Os resultados de cultivo em laboratório indicaram para a amostra BF2 consumo semelhante ao composto puro, comprovando características químicas favoráveis deste solo à atividade das bactérias metanotróficas. As condições químicas aparentemente desfavoráveis, detectado no biofiltro BF1, foram, portanto, solucionadas no biofiltro BF2, com a utilização de solo (areia Osasco) na composição da camada oxidativa.

5.5 Caracterização do material para a camada de distribuição

Para a camada de distribuição do biofiltro BF1, utilizou-se a brita 1 procedente da URM, de coloração cinza e vestígios de finos (cimento). Obteve-se, para este material, massa específica dos grãos de $3,18 \text{ g/cm}^3$. No biofiltro BF2, utilizou-se uma brita originada de rocha de composição granítica.

Considerando as diferentes procedências dos materiais, foi realizado ensaio de absorção. Obteve-se, para a brita da URM absorção de 5,38%, enquanto a brita de origem granítica apresentou absorção de 0,16%.

5.6 Caracterização das condições meteorológicas

No período monitorado, 1 ano (de julho de 2010 a julho de 2011), a pressão atmosférica variou de 930 a 952 hPa e houve concentração de chuva de setembro de 2010 a abril de 2011, com picos de aproximadamente 40 mm de precipitação, conforme apresentado na Figura 42.

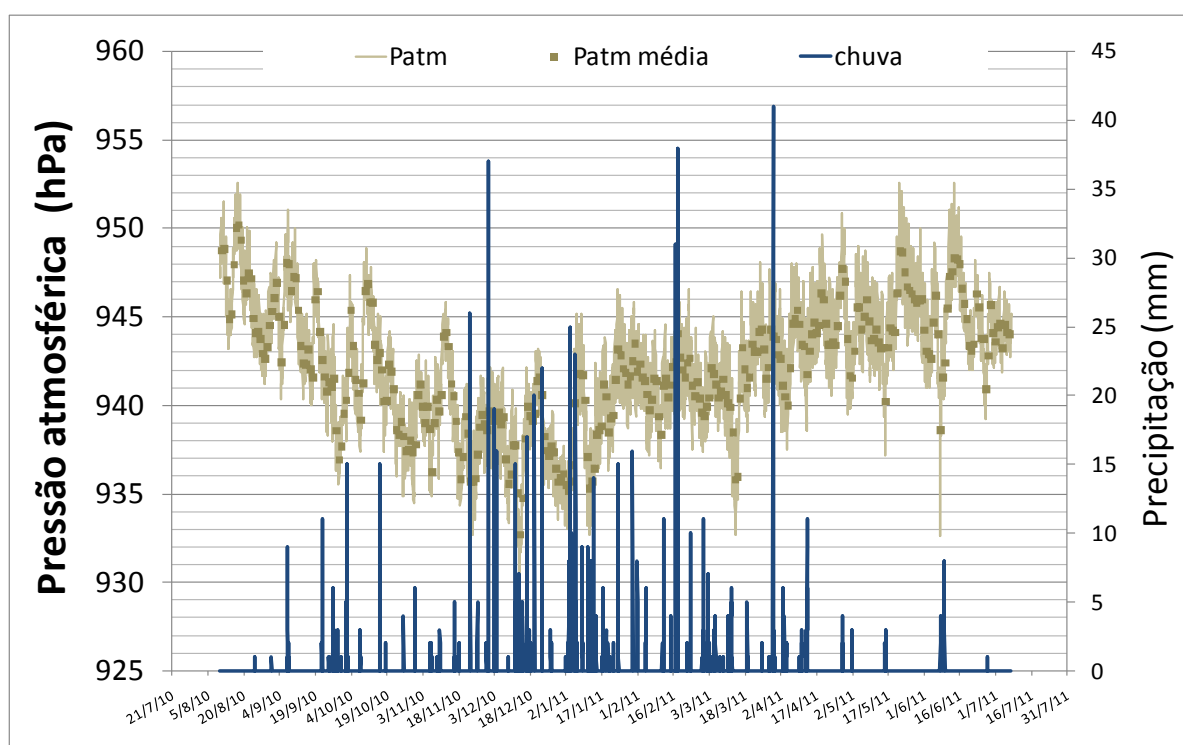


Figura 42 Dados de pressão atmosférica e pluviometria no período de monitoramento

A temperatura externa começou a ser monitorada em março de 2011, com a instalação do BF2, e variou de 4,2 a 38,9 °C, conforme apresentado na Figura 43. A temperatura média diária variou entre 11,9 e 26,9°C.

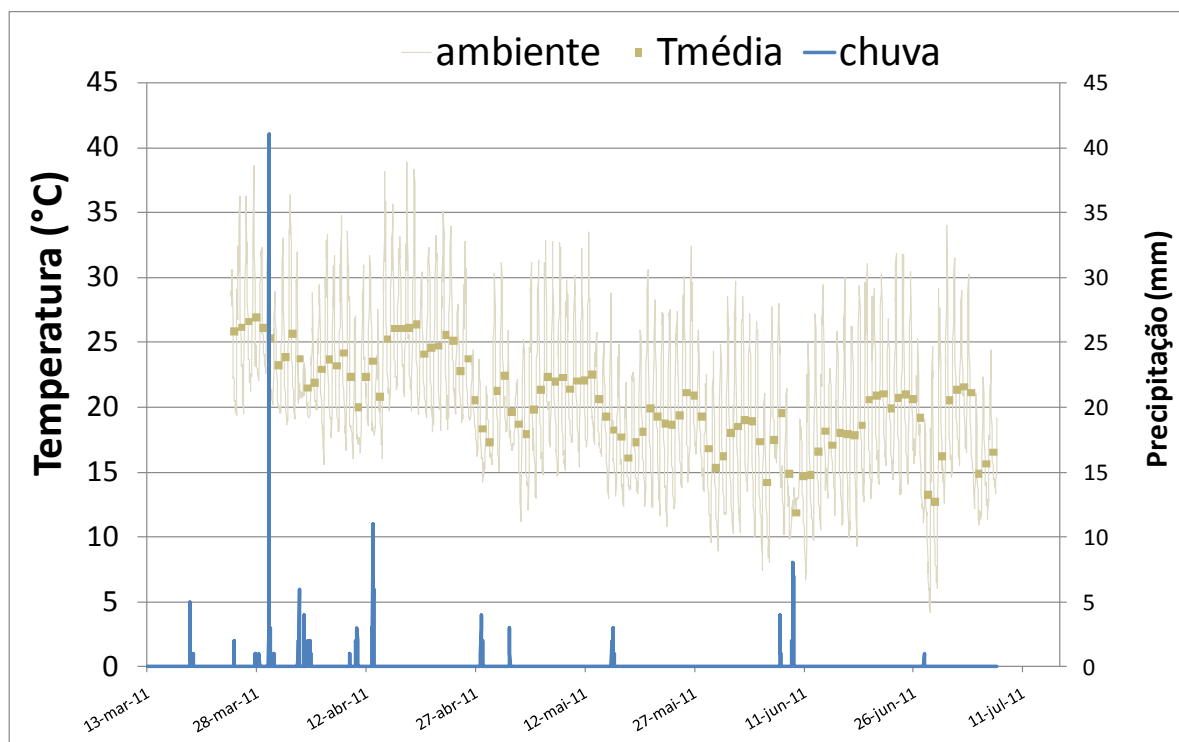


Figura 43 Variação da temperatura ambiente

5.7 Pré-monitoramento do biofiltro BF1

Embora o biofiltro BF1 tenha sido instalado em 10/6/10, o sistema de aquisição de dados só começou a funcionar em 21/7/10, devido a problemas de conexão. Nesta data iniciaram-se as leituras horárias dos sensores (i.e. temperatura, umidade, sucção, barômetro e pluviômetro). A conexão com o biogás foi realizada no dia 10/8/10.

A conexão do biogás acarretou um aumento de temperatura, de teor de umidade e redução da sucção na camada oxidativa, conforme pode ser observado nas Figura 44, Figura 45 e Figura 46, que apresentam os dados relativos ao primeiro mês de monitoramento.

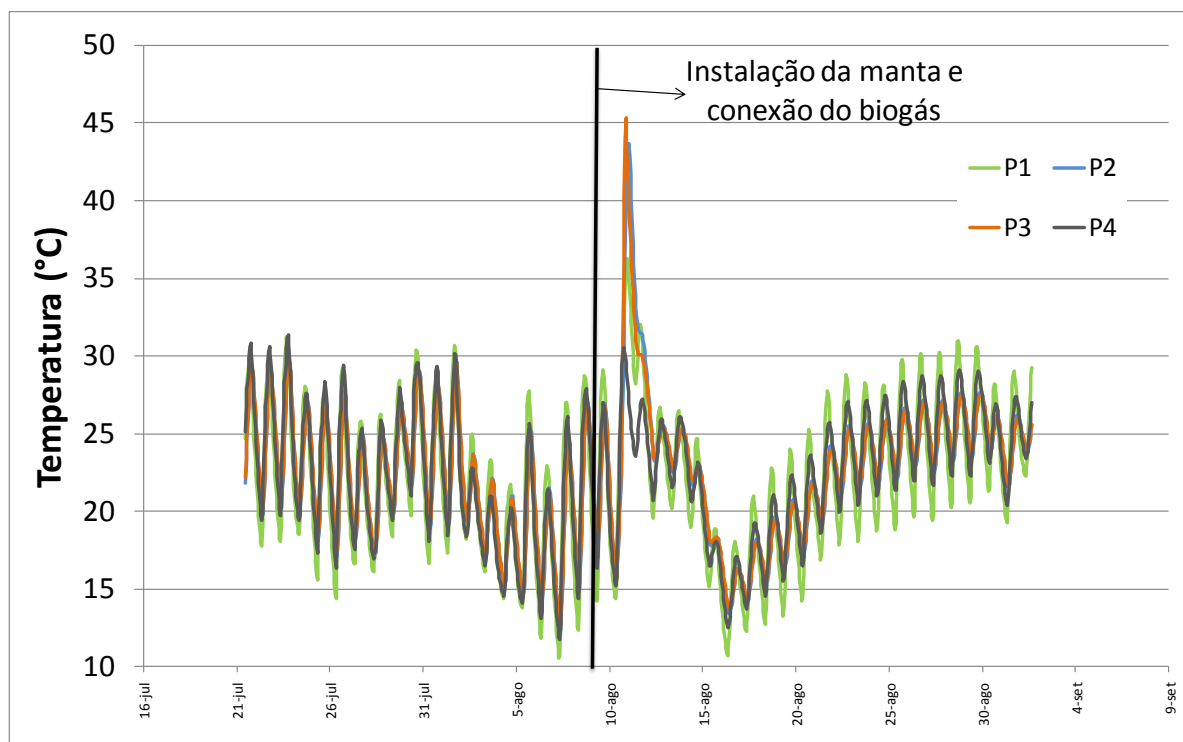


Figura 44 Variação horária da temperatura no interior do BF1 no primeiro mês de monitoramento

O pico de temperatura observado no interior da camada oxidativa do biofiltro BF1 após a conexão com o biogás, apresentado na Figura 44, sugere que houve, nesta camada, reação exotérmica com grande liberação de calor. Suspeita-se que, neste momento, o biogás apresentava, em sua composição, gás hidrogênio (H_2), que reagiu com o oxigênio presente na camada oxidativa antes da ligação com o biogás, formando água e liberando calor. O pico de umidade associado a este momento, verificado na Figura 45, reforça esta hipótese.

A Figura 45 mostra a variação do teor de umidade no primeiro mês de monitoramento e a Figura 46 indica a variação da sucção no mesmo período. Observou-se que aumentos de umidade acarretam diminuição da sucção. Verificou-se, ainda, que a umidade é crescente com a profundidade. A sucção, ao contrário, é maior na camada mais superficial e decresce com a profundidade (Figura 46).

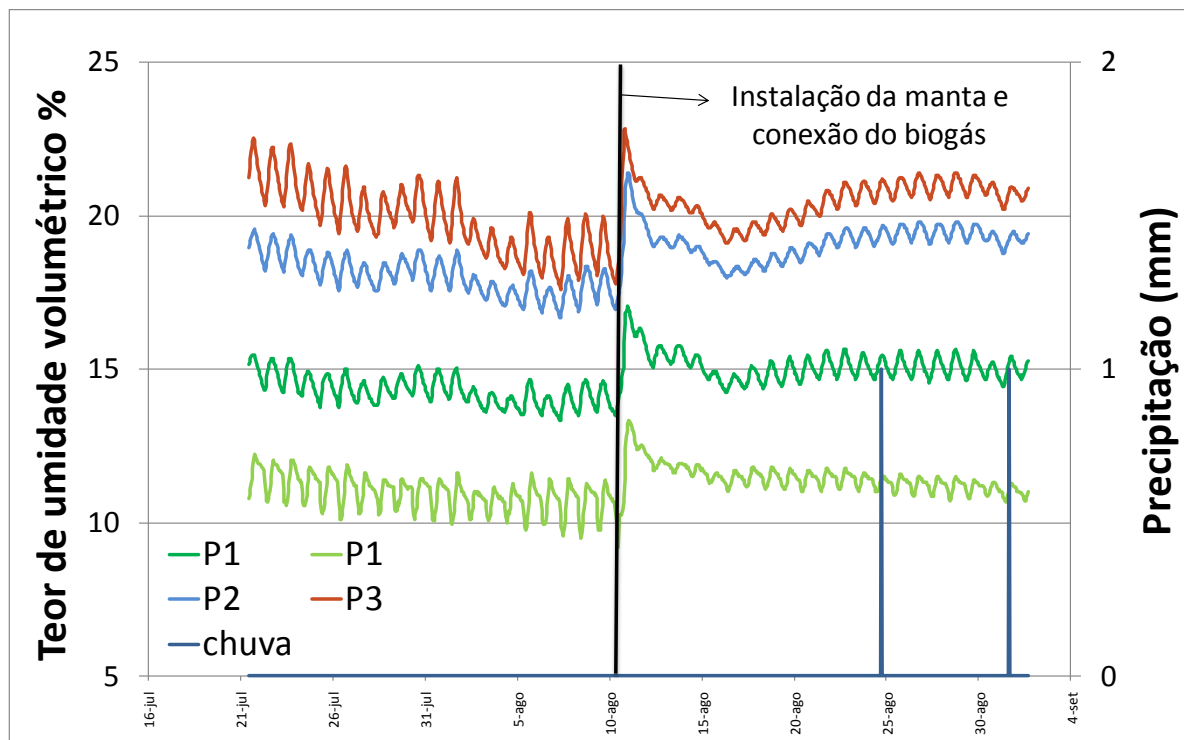


Figura 45 Variação horária do teor de umidade volumétrica em BF1 no primeiro mês de monitoramento

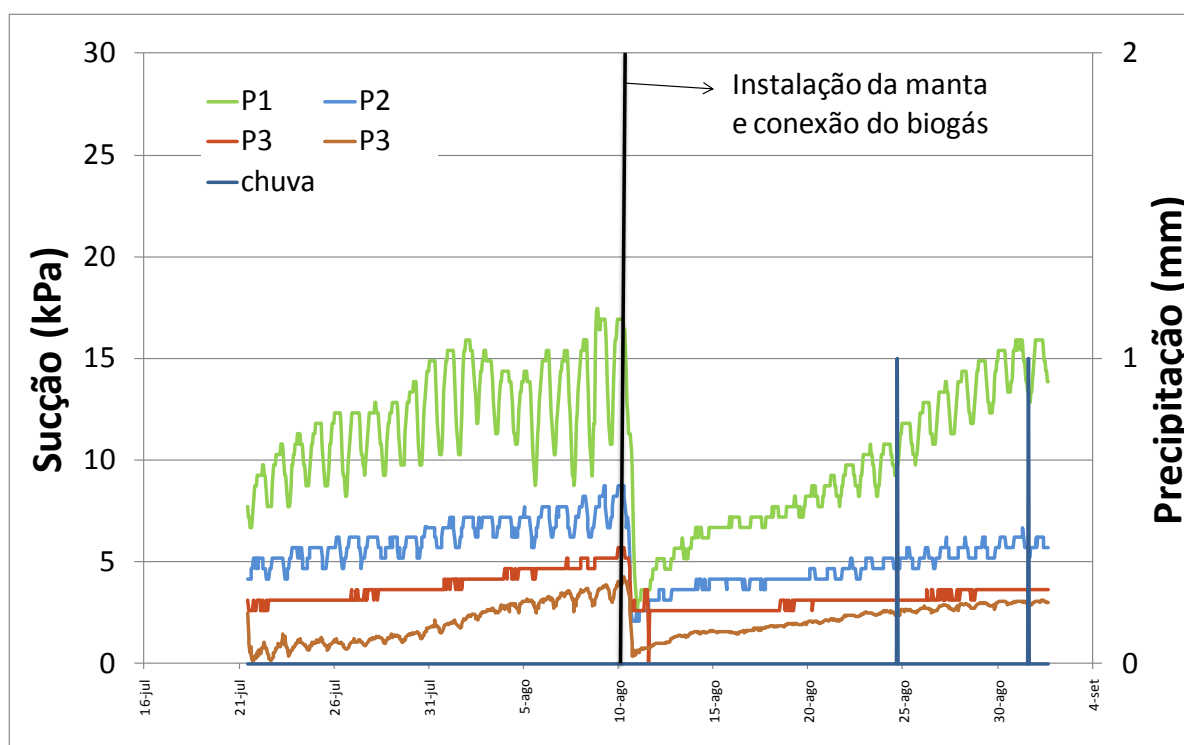


Figura 46 Variação horária da sucção em BF1 no primeiro mês de monitoramento

No primeiro mês de monitoramento, houve dois eventos de chuva fraca (inferior a 2 mm) que não provocaram alterações significativas no teor de umidade volumétrica e na sucção.

É possível verificar, na Figura 45 e na Figura 46, que antes da instalação da manta térmica os sensores de umidade e a sucção também foram afetados pela variação de temperatura. Este efeito foi reduzido após a colocação da proteção térmica.

5.8 Monitoramento do biofiltro BF1

Os dados de temperatura, umidade, sucção e pressão atmosférica foram armazenados de hora em hora. Para eliminar a oscilação dos dados ao longo do dia e facilitar a visualização dos fenômenos observados, determinaram-se as médias diárias dos valores obtidos, uma vez que as médias mantem a mesma tendência dos valores horários.

A temperatura média no BF1 variou de 12,4 a 34,6°C, conforme apresentado na Figura 47.

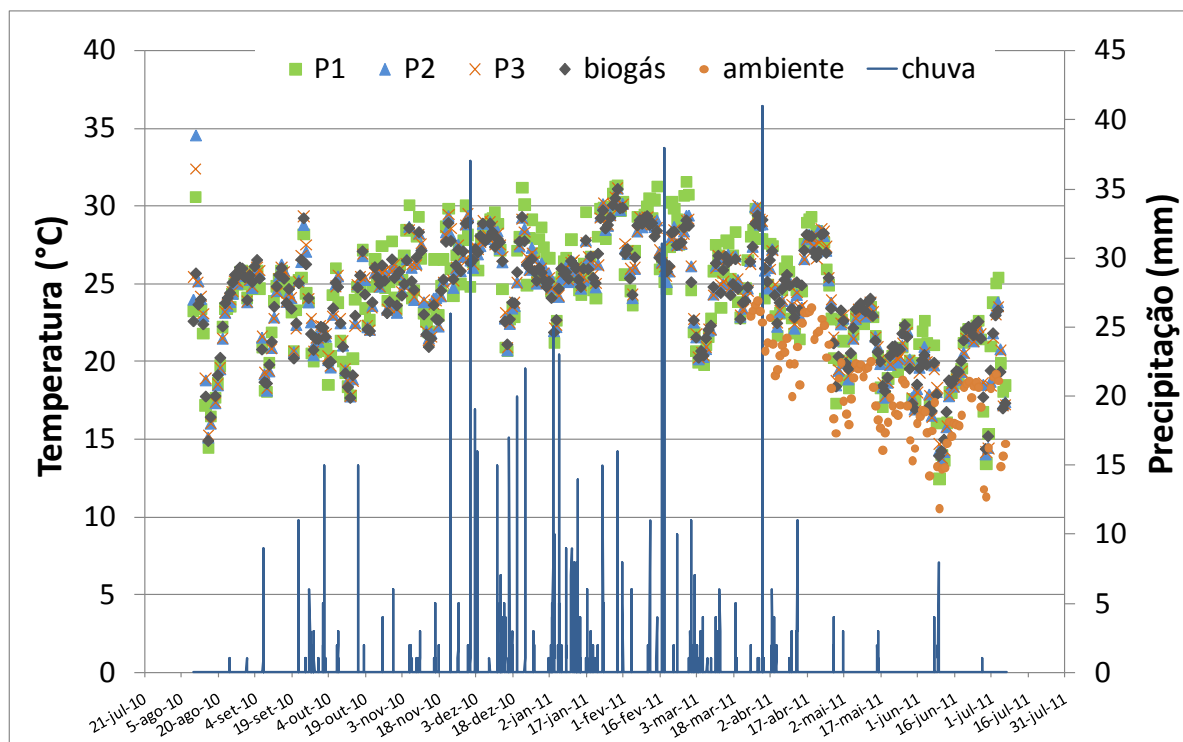


Figura 47 Variação da temperatura média diária ao longo do tempo em BF1

Verificou-se, na Figura 47, que a temperatura externa ficou sistematicamente abaixo da temperatura no interior do biofiltro BF1. Este fato sugere a ocorrência de reações

exotérmicas no interior do biofiltro, que mantem a temperatura acima da temperatura ambiente.

A Figura 48 apresenta a variação horária de temperatura e sua respectiva média diária para cada ponto monitorado, sendo eles: P1, P2 e P3, na camada oxidativa; temperatura ambiente e temperatura do biogás (P4). No interior do biofiltro BF1, observou-se a maior amplitude de variação de temperatura ao longo de um mesmo dia na camada mais superficial, P1, com uma variação de $\pm 4^{\circ}\text{C}$ e a menor em P3, da ordem de $\pm 1^{\circ}\text{C}$. A variação da temperatura ambiente teve amplitude de $\pm 10^{\circ}\text{C}$ e a temperatura do biogás de $\pm 2,5^{\circ}\text{C}$.

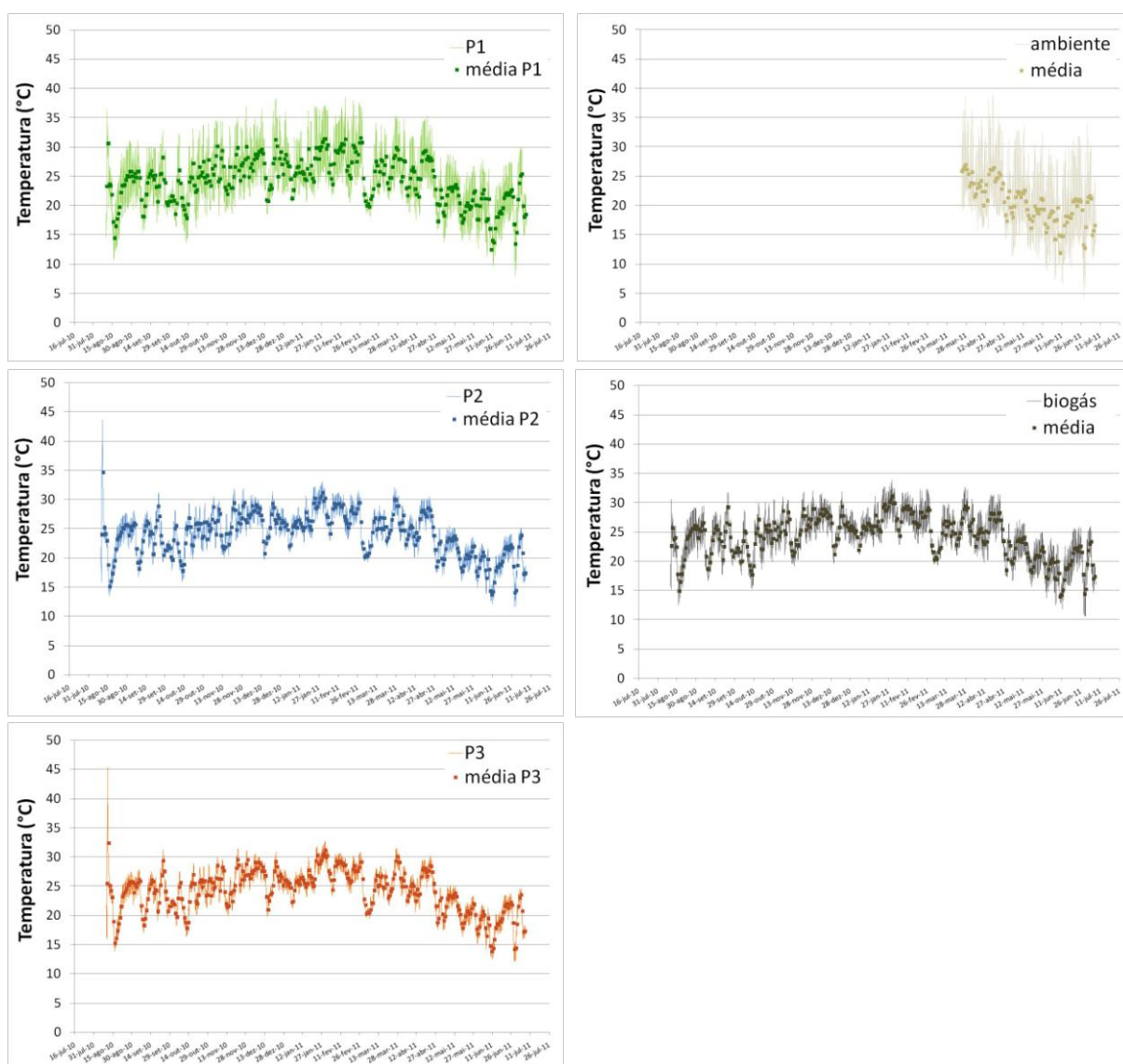


Figura 48 Variação horária da temperatura e a média diária em BF1

A menor temperatura no interior do biofiltro BF1, 7,9°C, foi observada em P1 e a maior, 45,4°C, em P3. A Tabela 8 apresenta a síntese dos dados de temperatura obtidos por ponto monitorado.

Tabela 8 Síntese dos dados de temperatura em BF1

Ponto monitorado	Temperatura (°C)				
	horária		média diária		variação ao longo do dia
	mínima	máxima	mínima	máxima	
ambiente	4,2	38,9	11,9	26,9	10
P1	7,9	38,5	12,4	31,5	4
P2	11,7	43,7	13,7	34,6	1,5
P3	12,0	45,4	13,8	32,4	1
biogás	10,6	33,8	13,9	31,1	2,5

Quanto ao teor de umidade volumétrica, verificou-se o aumento deste parâmetro com a profundidade, sendo as maiores médias diárias observadas em P3, de 18,9 a 23,5%, e as menores em P1, de 10,7 a 20,1%, conforme ilustra a Figura 49.

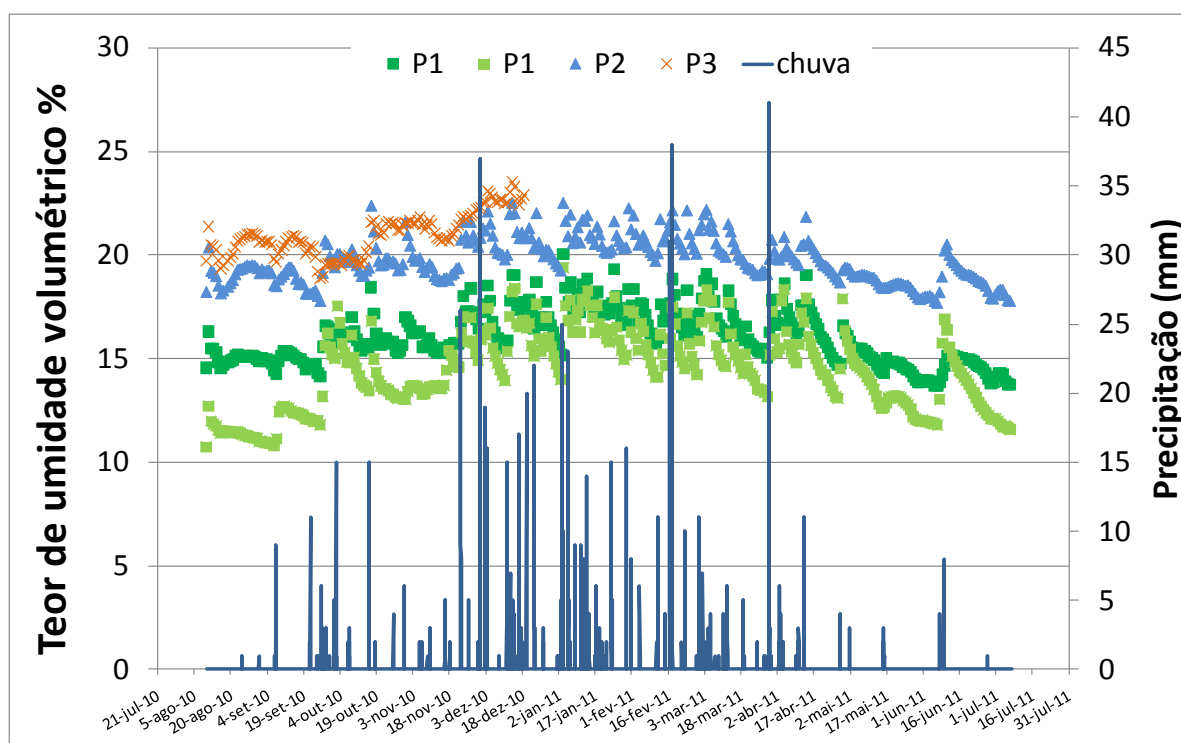


Figura 49 Variação do teor de umidade (média diária) ao longo do tempo em BF1

A variação horária de umidade, expressa pelo grau de saturação, está apresentado na Figura 50, onde pode verificar a tendência geral de aumento da umidade associado à ocorrência de chuvas.

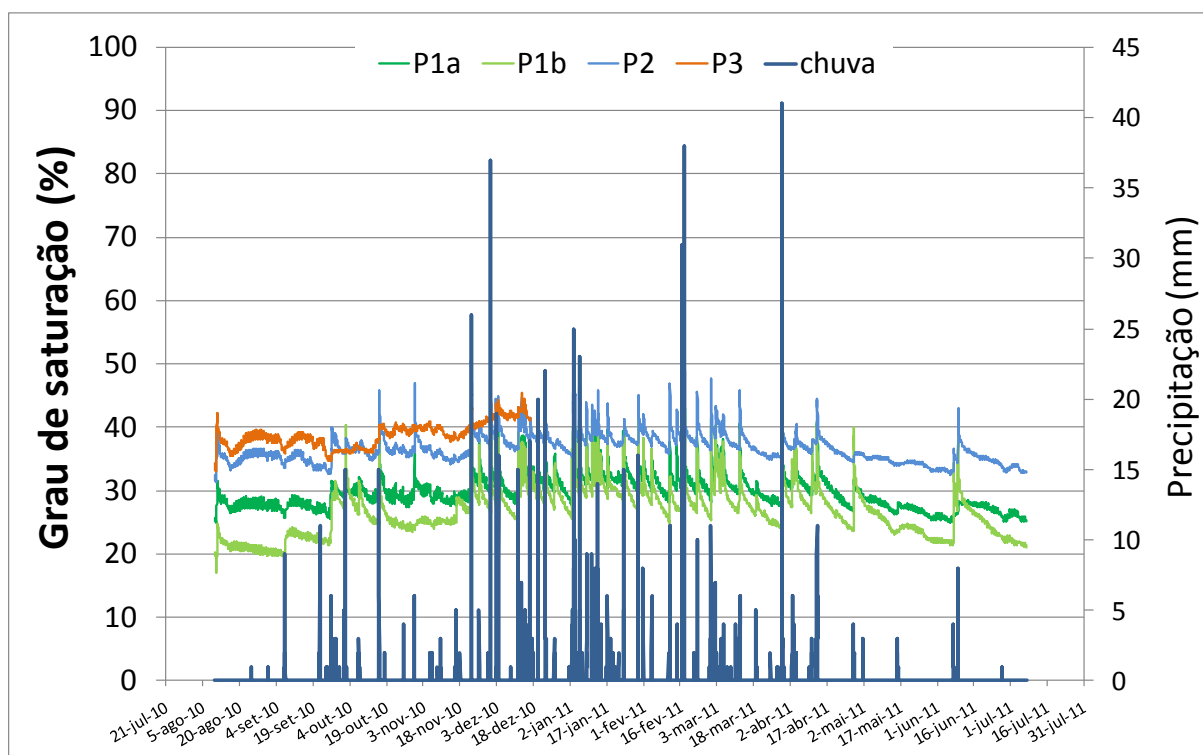


Figura 50 Variação do grau de saturação ao longo do tempo em BF1

Verificou-se que os dois sensores instalados em P1 apresentaram curvas semelhantes, porém, o sensor P1b registrou valores inferiores aos registrados por P1a. Essa diferença é menor no período chuvoso, conforme pode ser verificado na Figura 50. O sensor de umidade localizado em P3 parou de funcionar em 18/12/2010. Observa-se que o maior grau de saturação obtido foi de 70%, o que sugere que a permeabilidade ao ar esteve sempre próxima ao seu valor máximo.

Os valores máximos e mínimos obtidos para o teor de umidade volumétrica por ponto monitorado estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 Síntese dos dados de teor de umidade volumétrica em BF1

Ponto de investigação no biofiltro	Teor de umidade volumétrica (%)			
	horário		média diária	
	mínimo	máximo	mínimo	máximo
P1a	13,5	23,2	13,7	20,1
P1b	9,2	23,6	10,7	19,4
P2	16,9	27,2	17,7	22,5
P3 (até dez/10)	17,8	25,2	18,9	23,5

Analisando as médias diárias dos valores de sucção ao longo do biofiltro BF1, notou-se, ao contrário do que ocorre com o teor de umidade, redução dos valores de sucção com a profundidade, conforme ilustra Figura 51. A sucção variou de zero a 18,5 kPa, valor observado em P1 antes do início das chuvas. Ao analisar a variação da sucção com o tempo antes e após cada evento de chuva, verificou-se que o gradiente é maior em P1.

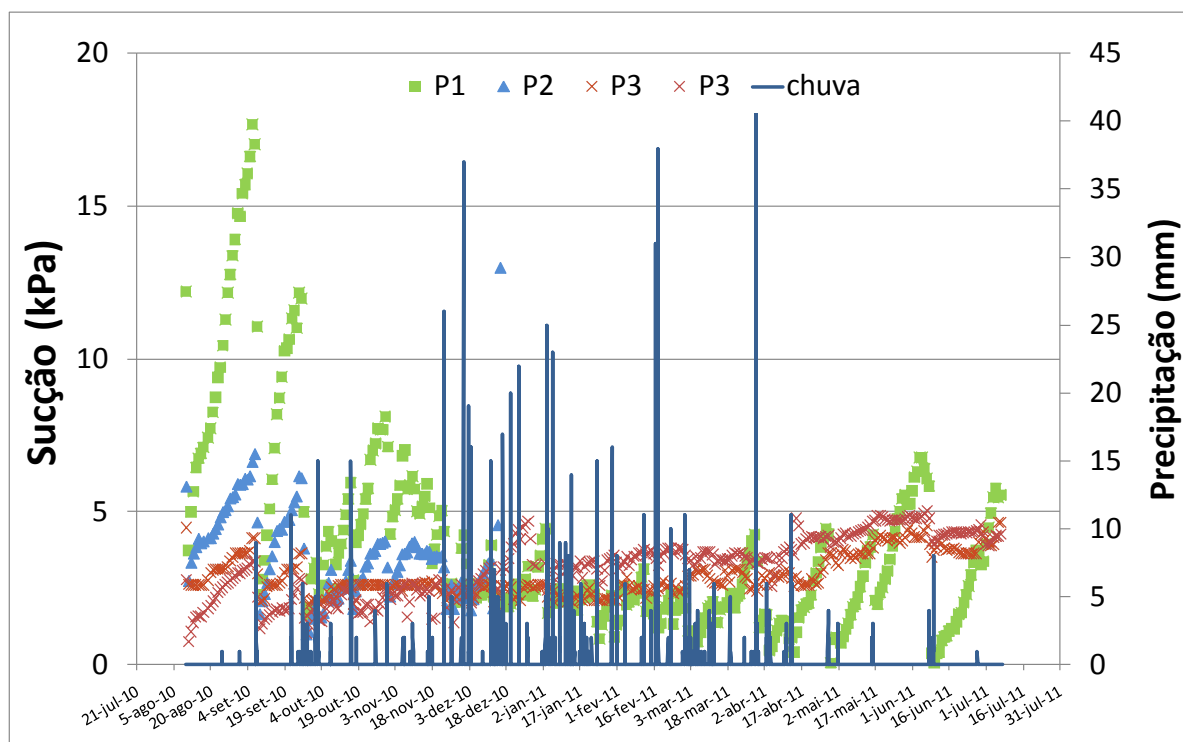


Figura 51 Variação da sucção (média diária) ao longo do tempo em BF1

Na profundidade P3 foram colocados dois tensiômetros, que apresentaram resultados semelhantes desde o início do monitoramento. Neste ponto a sucção se manteve na maior parte do tempo abaixo de 5 kPa, conforme observado na Figura 51. O sensor instalado em P2 parou de funcionar em 15/12/10. A Tabela 10 apresenta os valores máximos e mínimos de sucção obtidos para cada profundidade monitorada.

Tabela 10 Síntese dos valores de sucção em BF1

Ponto de investigação no biofiltro	Sucção (kPa)			
	horária		média diária	
	mínima	máxima	mínima	máxima
P1	0,1	18,5	0,1	17,7
P2	0,1	17,5	1,0	13,0
P3a	0,1	6,7	1,6	4,7
P3b	0,1	12,3	0,8	5,1

5.9 Eficiência da oxidação do metano no biofiltro BF1

Com a ligação do biogás ao BF1, em 10/8/2010, foram iniciadas as leituras das concentrações volumétricas de CO_2 , CH_4 e O_2 nas quatro profundidades de monitoramento. Os perfis das concentrações ao longo do biofiltro BF1 estão apresentados na Figura 52. Notou-se que as concentrações de oxigênio foram baixas, inferiores a 3%; as concentrações de CO_2 se mantiveram em torno de 35% e houve pequena redução da porcentagem de metano.

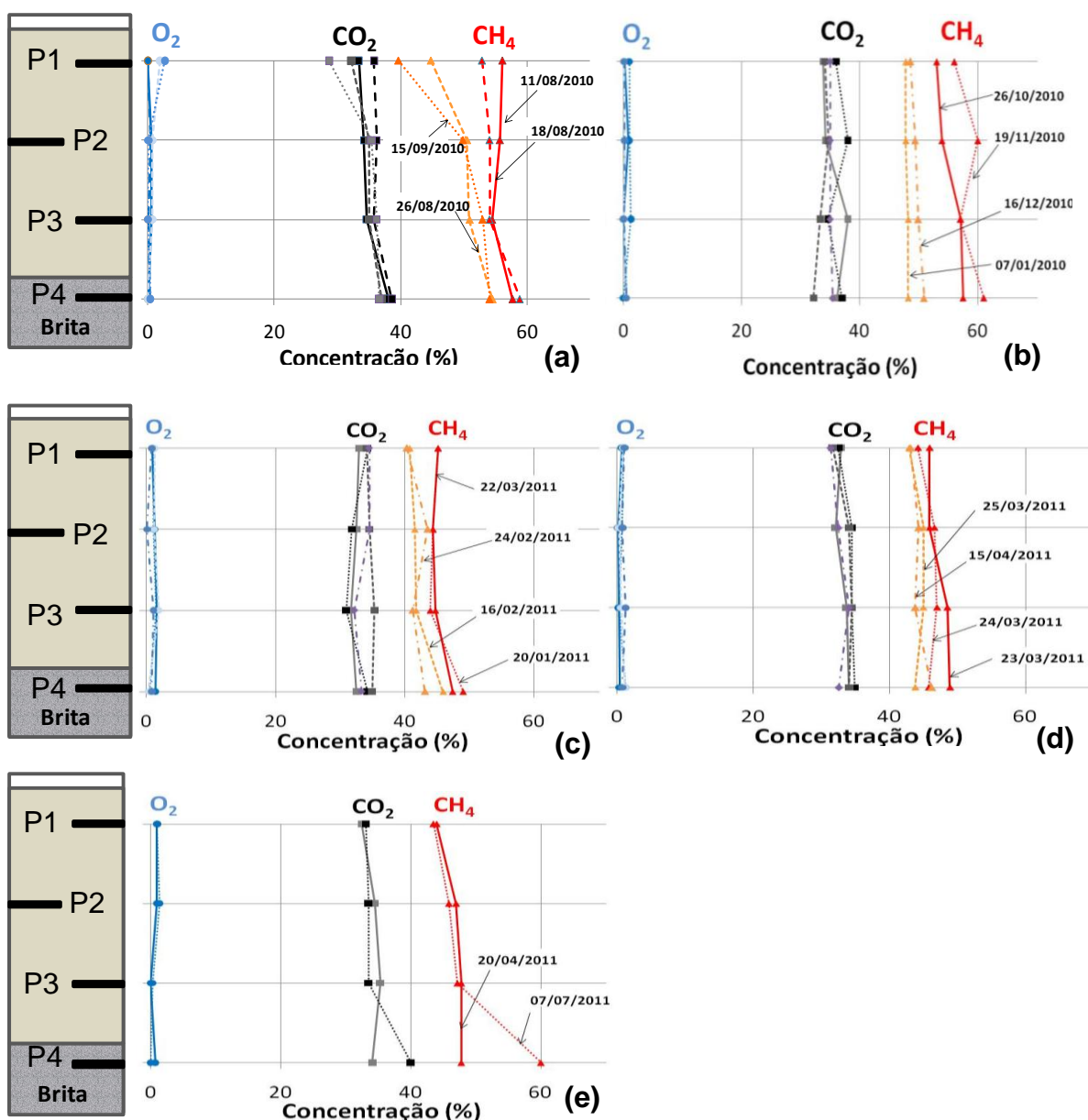


Figura 52 Concentração dos gases ao longo do BF1

Verificou-se, na Figura 52a, que a maior redução na concentração de metano foi verificada no dia 15/9/10, entre P1 e P2, ou seja, entre 15 e 30 cm do todo do biofiltro. No dia 26/10/10 (Figura 52b), a maior redução da porcentagem de metano ocorreu entre P2 e P3, ou seja, entre 30 e 45 cm do topo do biofiltro. Comportamento semelhante a este foi verificado também no perfil de concentração de metano do dia 23/3/11, apresentado na Figura 52d.

As concentrações observadas no dia 7/7/11, apresentadas na Figura 52e, indicaram maior redução de metano abaixo de P3, ou seja, abaixo de 45 cm do topo da camada oxidativa. Este comportamento foi observado também nos perfis de concentração apresentados na Figura 52c.

Leituras de composição realizadas no fim do primeiro mês de monitoramento indicaram concentrações atípicas para biogás desde P4, na brita, com baixo percentual de metano e dióxido de carbono, e elevada concentração de oxigênio, conforme apresentado na Figura 53.

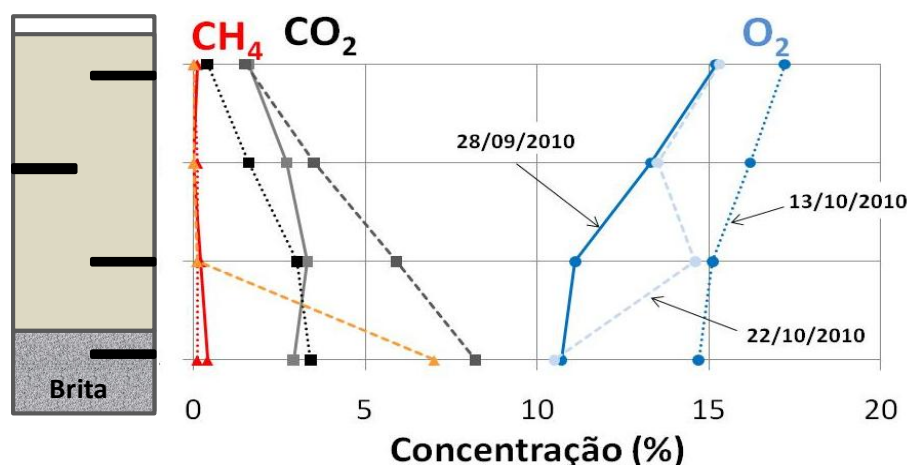


Figura 53 Concentrações anômalas dos gases verificados em BF1

Foi detectado, em 22/10/2010, que a mangueira que liga o poço de drenagem de gás do aterro ao biofiltro estava obstruída por água. Este problema foi resolvido, conforme descrito no item 4.8. Verificou-se que quando houve a interrupção do fluxo, houve penetração do ar atmosférico no biofiltro BF1.

A Figura 54 apresenta a porcentagem de metano oxidado (eficiência da oxidação de metano) no BF1 ao longo do período de monitoramento. Notou-se que a eficiência da oxidação ficou abaixo de 30%, exceto para os dias em que a alimentação de biogás foi comprometida pela água na mangueira (em vermelho, na Figura 54).

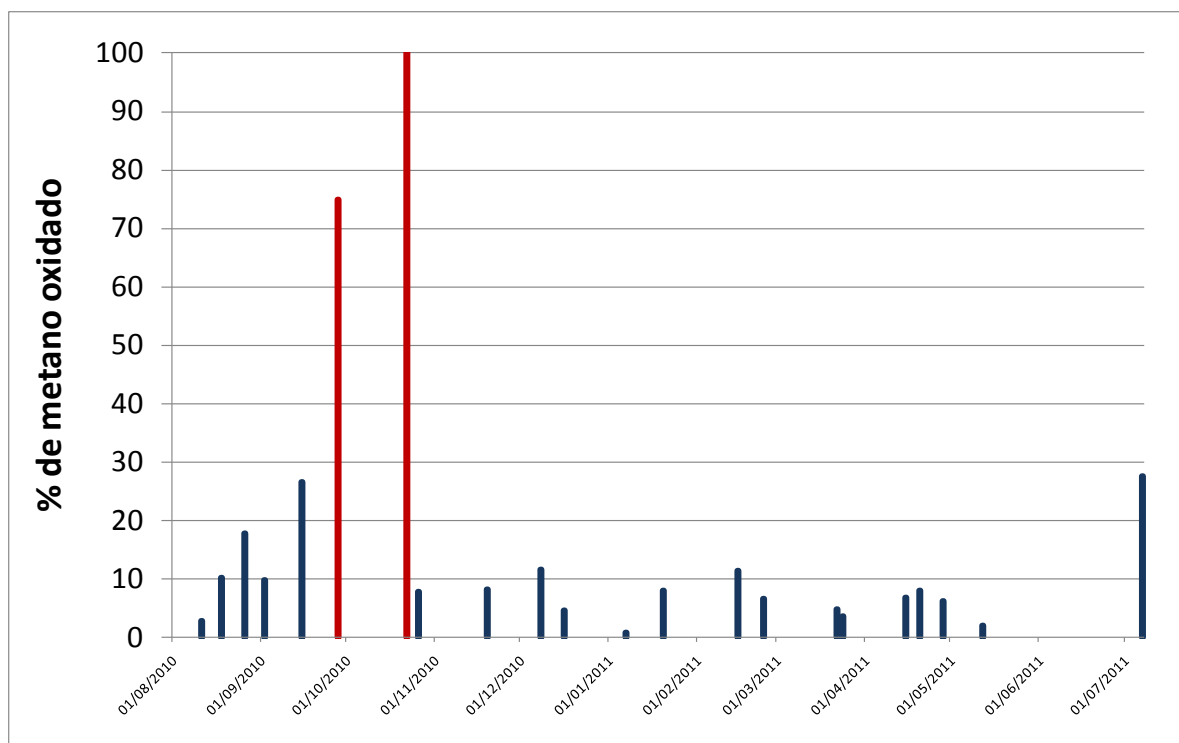


Figura 54 Porcentagem de metano oxidado no BF1

A porcentagem de metano oxidado, excluindo os dias de fluxo anômalo, foi plotada juntamente com pressão atmosférica, a fim de estabelecer uma relação entre estes parâmetros, apresentada na Figura 55. Da mesma forma, relacionou-se a porcentagem de metano oxidado com os dados de temperatura (Figura 56), teor de umidade (Figura 57) e sucção (Figura 58).

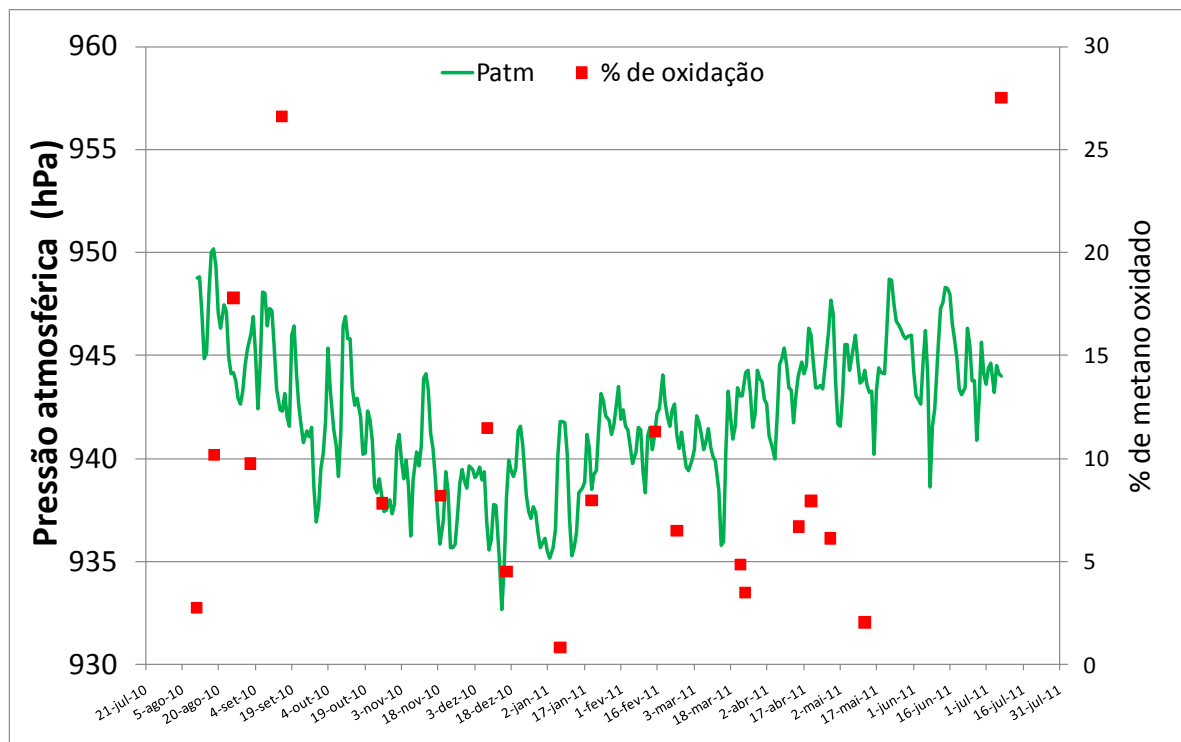


Figura 55 Variação da pressão atmosférica com o tempo e porcentagem de metano oxidado no BF1

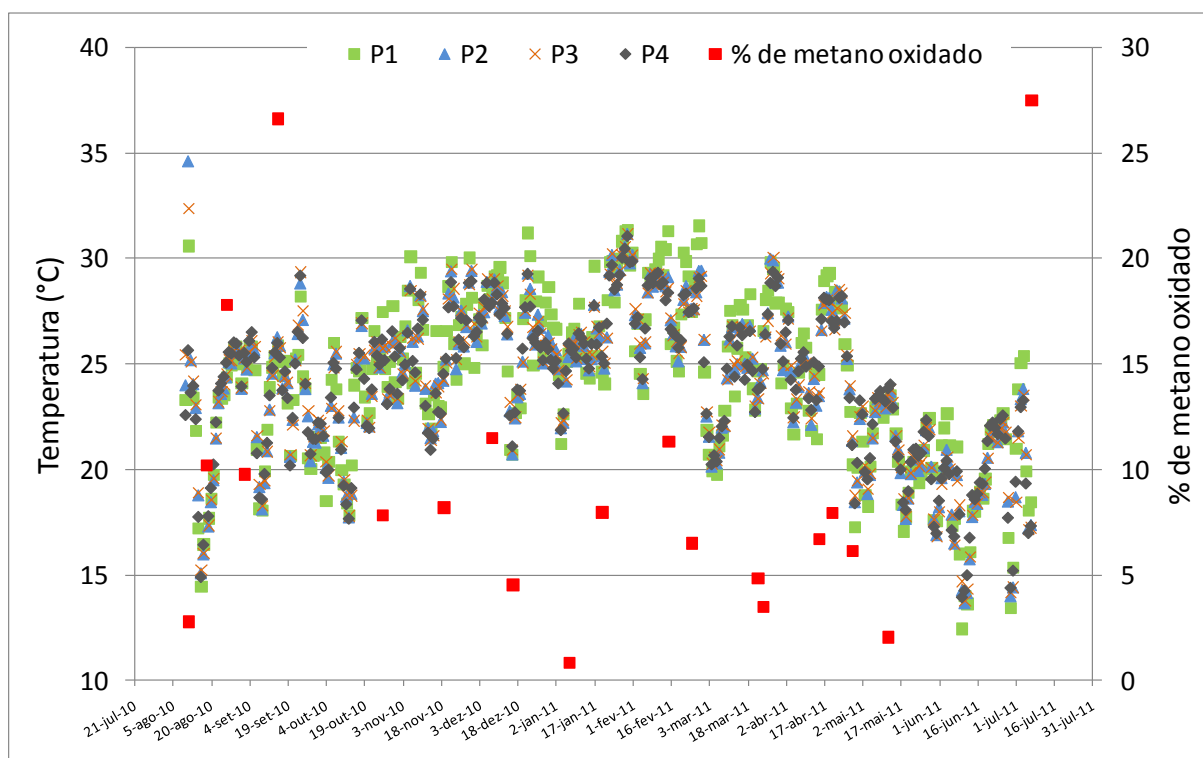


Figura 56 Variação da temperatura com o tempo e porcentagem de metano oxidado no BF1

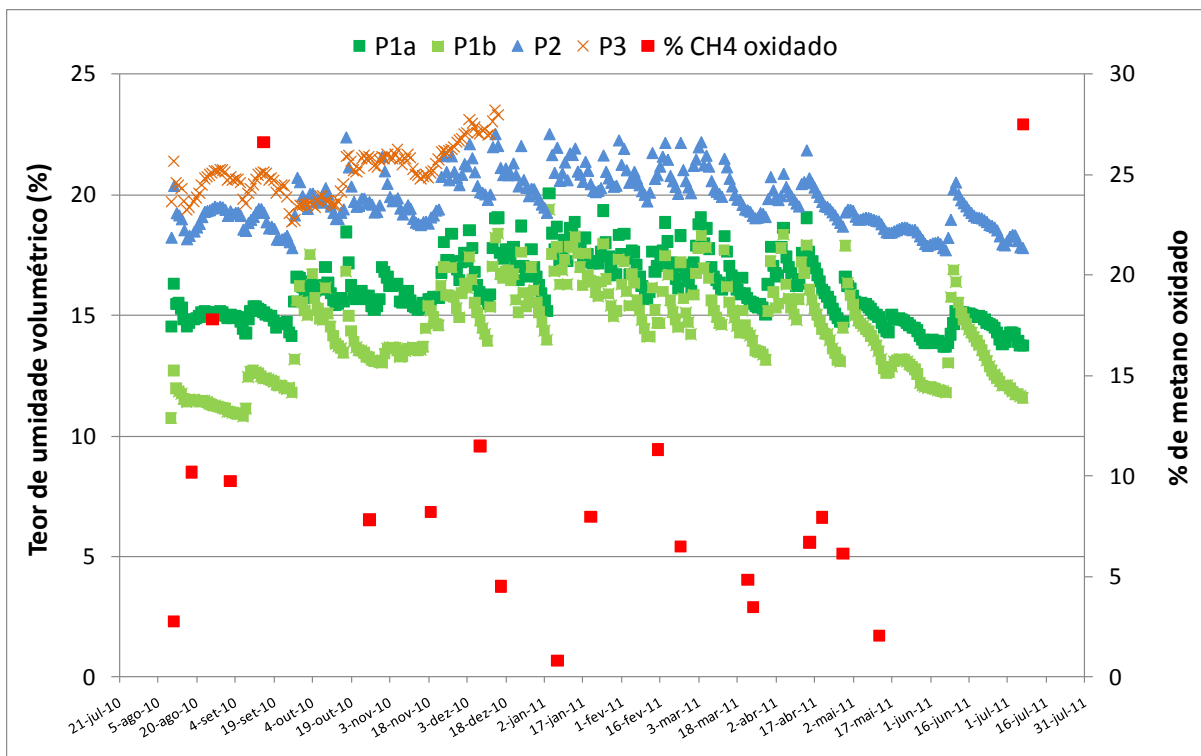


Figura 57 Variação do teor de umidade volumétrica e porcentagem de metano oxidado no BF1

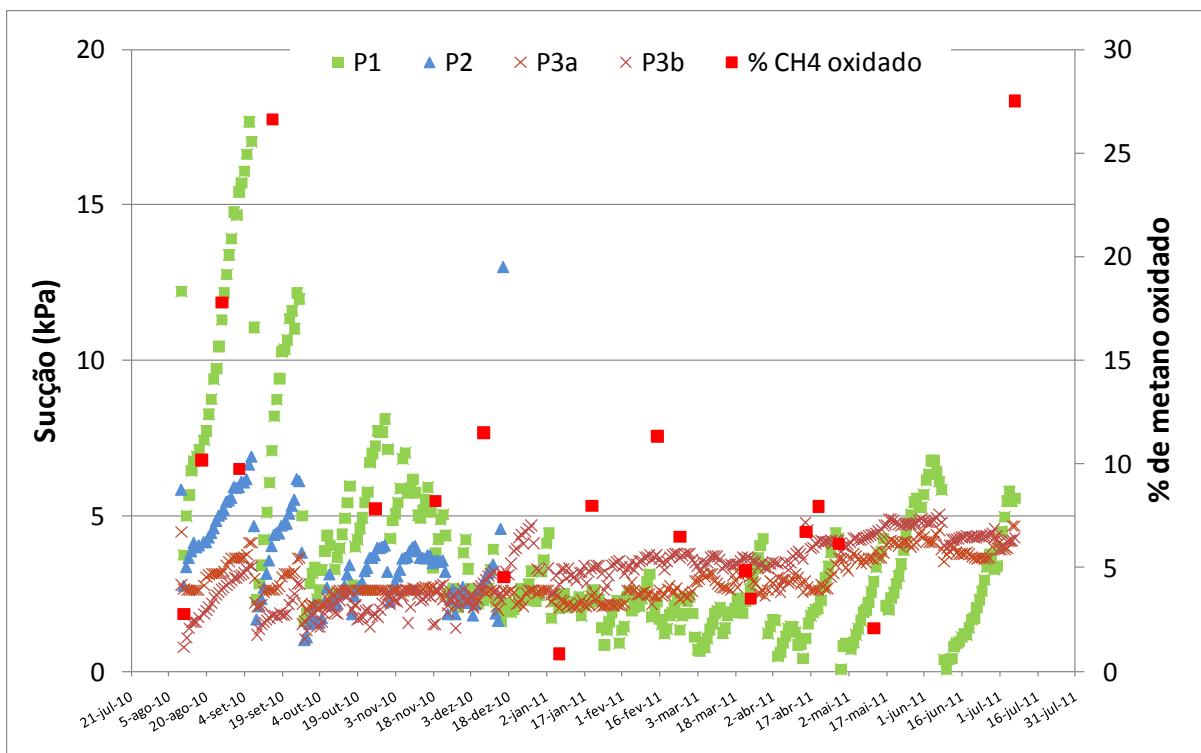


Figura 58 Variação da sucção e porcentagem de metano oxidado no BF1

Como a porcentagem de metano oxidado é dependente da vazão de gás, não foi possível estabelecer uma relação da oxidação do metano com os parâmetros medidos, devido à falta de dados suficientes de vazão.

5.10 Monitoramento do biofiltro BF2

A temperatura média no biofiltro BF2 variou de 13,1 a 30,4°C. Notou-se que, assim como observado no biofiltro BF1, a temperatura no interior do biofiltro BF2 se manteve acima da temperatura ambiente, conforme apresentado na Figura 59. Percebeu-se, também na Figura 59, que a temperatura dos pontos da camada oxidativa é ligeiramente maior que a temperatura do biogás, indicando que ocorrem reações exotérmicas nesta camada.

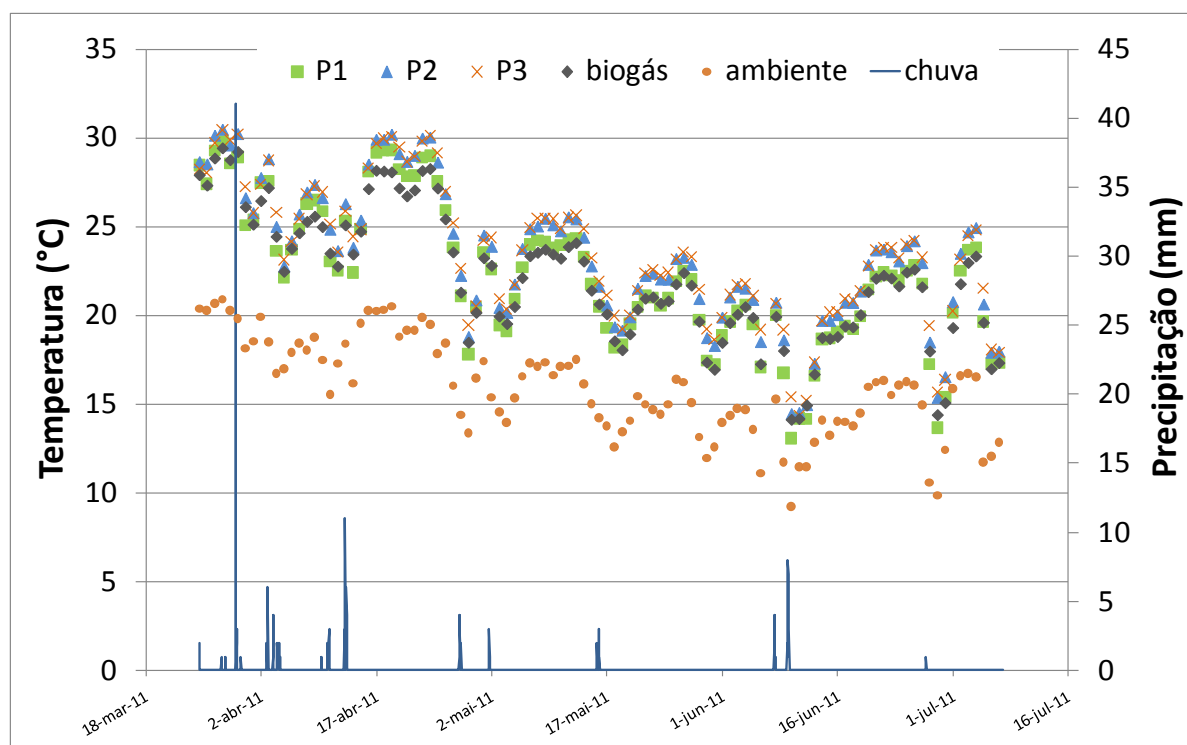


Figura 59 Variação de temperatura média diária ao longo do tempo em BF 2

No interior do biofiltro BF2, assim como verificado em BF1, observou-se maior amplitude de variação na camada mais superficial, P1, +/- 4°C, e a menor em P3, da ordem de +/- 1°C, conforme apresentado na Figura 60.

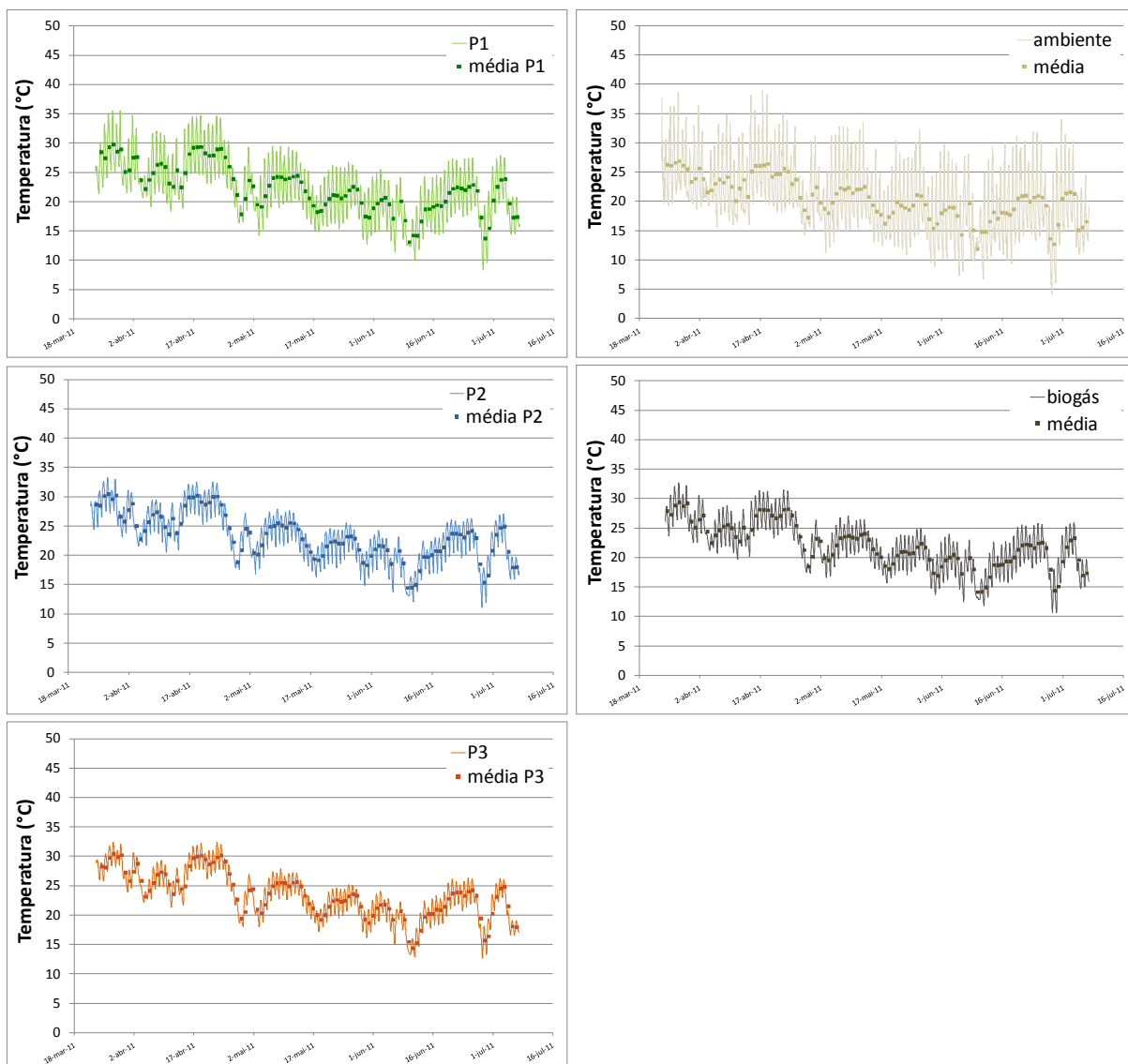


Figura 60 Variação da temperatura média diária ao longo do tempo em BF2

A menor e a maior temperaturas no interior do BF2, 8,3°C e 35,5°C, respectivamente, foram registradas em P1, conforme apresentado na Tabela 11, juntamente com os dados de temperatura dos outros pontos monitorados.

Tabela 11 Síntese dos dados de temperatura em BF2

Ponto monitorado	Temperatura (°C)				
	horária		média diária		variação ao longo do dia
	mínima	máxima	mínima	máxima	
ambiente	4,2	38,9	11,8	26,9	10
P1	8,3	35,5	13,1	29,8	4
P2	11,1	33,2	14,4	30,4	1,5
P3	12,7	32,4	14,4	30,4	1
biogás	10,6	32,7	14,1	29,4	2,5

Quanto ao teor de umidade volumétrica, observaram-se os menores valores na camada superficial, P1, e os maiores valores em P2, conforme apresentado na Figura 61. O fato de haver maior umidade na camada intermediária (P2) da camada oxidativa sugere que ocorrem reações químicas com produção de água nesta camada. Verificou-se que os dois sensores instalados em P1 apresentaram leituras semelhantes.

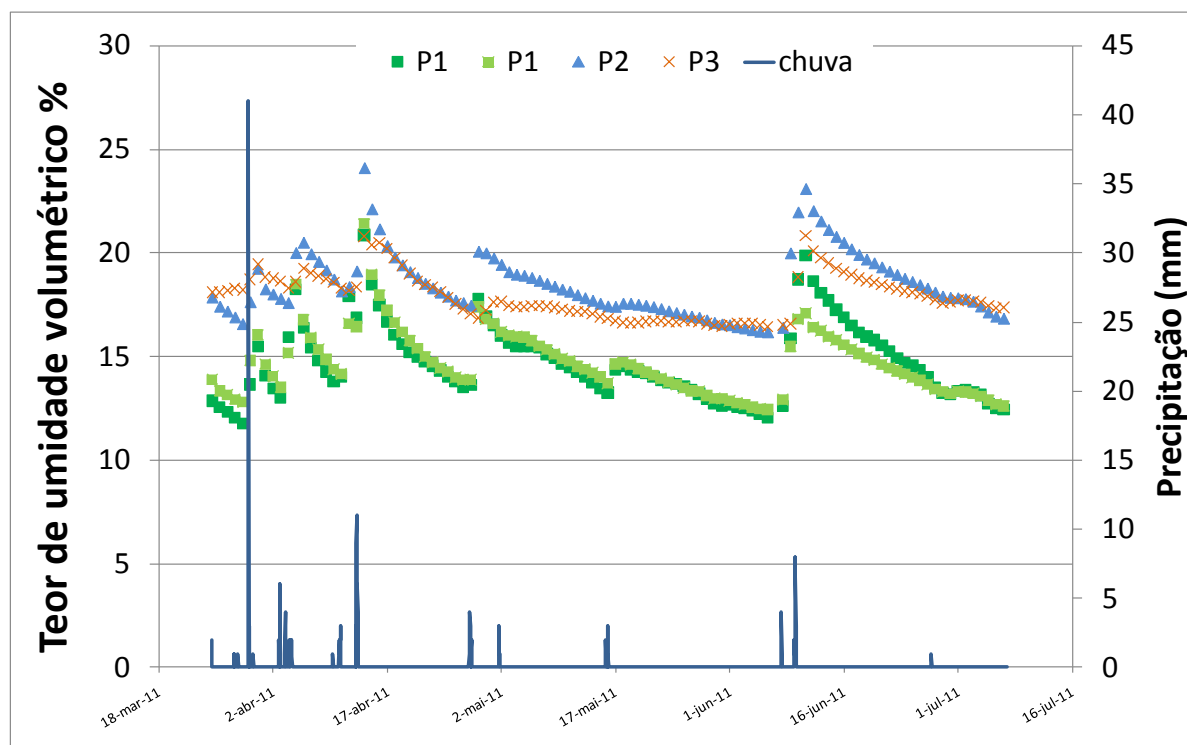


Figura 61 Variação do teor de umidade volumétrica (média diária) em BF2

A Figura 62 apresenta a variação horária do grau de saturação por profundidade. Verificou-se que a variação ao longo de um dia é pequena, porém é possível observar o aumento pronunciado do grau de saturação associado à ocorrência de chuva. Verificou-se também que a sensibilidade à ocorrência de chuva é maior em P1, como pode ser verificado na chuva fraca (abaixo de 5 mm) em 17/05/2011, que causou elevação da umidade em P1, pouca alteração em P2 e nenhuma em P3.

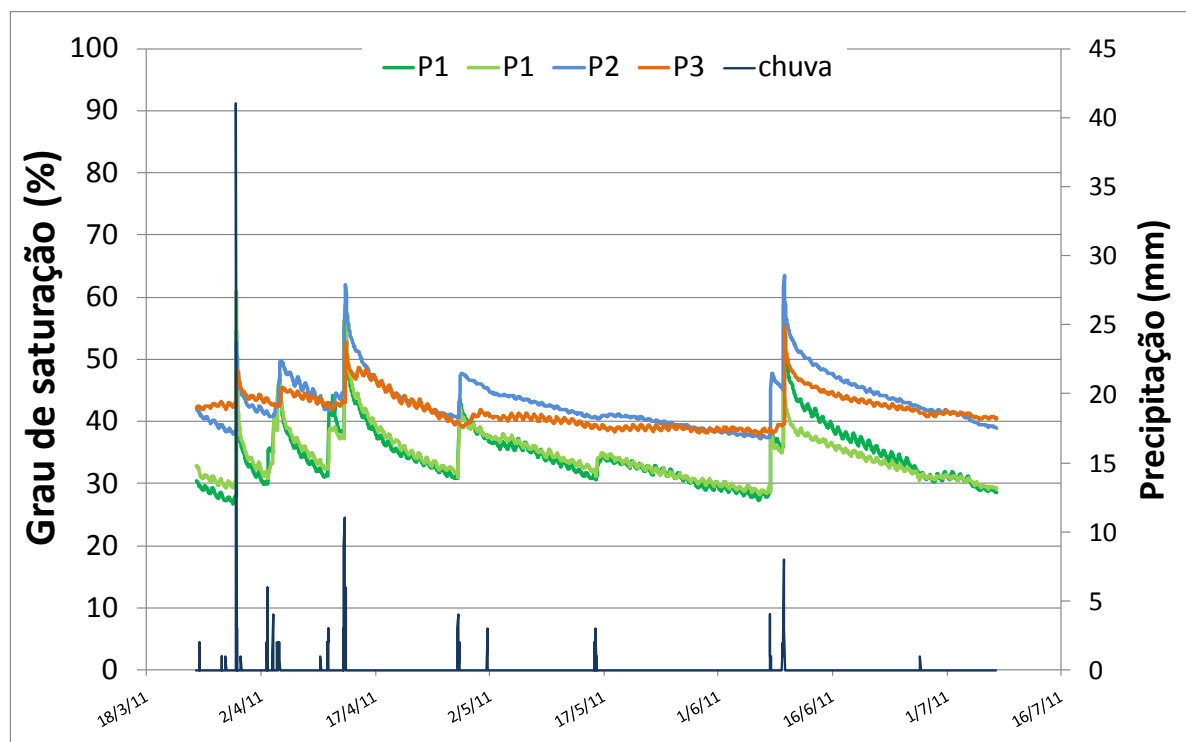


Figura 62 Variação do grau de saturação no biofiltro BF2 (valores horários)

A Tabela 12 apresenta os valores mínimos e máximos obtidos para cada profundidade de monitoramento. Notou-se que embora a média máxima tenha sido observada em P2, o maior valor de umidade foi verificado na camada mais profunda, P3.

Tabela 12 Síntese dos dados de teor de umidade volumétrico em BF2

Ponto de investigação no biofiltro	Teor de umidade volumétrico (%)			
	horário		média diária	
	mínimo	máximo	mínimo	máximo
P1a	11,5	25,4	11,8	20,9
P1b	12,1	26,1	12,5	21,4
P2	16,0	28,8	16,2	24,1
P3	16,2	38,9	16,4	20,9

Analisando as médias diárias dos valores de sucção ao longo do biofiltro BF2, apresentadas na Figura 63, notou-se redução dos valores com a profundidade, e resposta à ocorrência de chuva, acarretando redução da sucção. Assim como observado no biofiltro BF1, o maior gradiente de variação da sucção ocorre na camada mais superficial, P1.

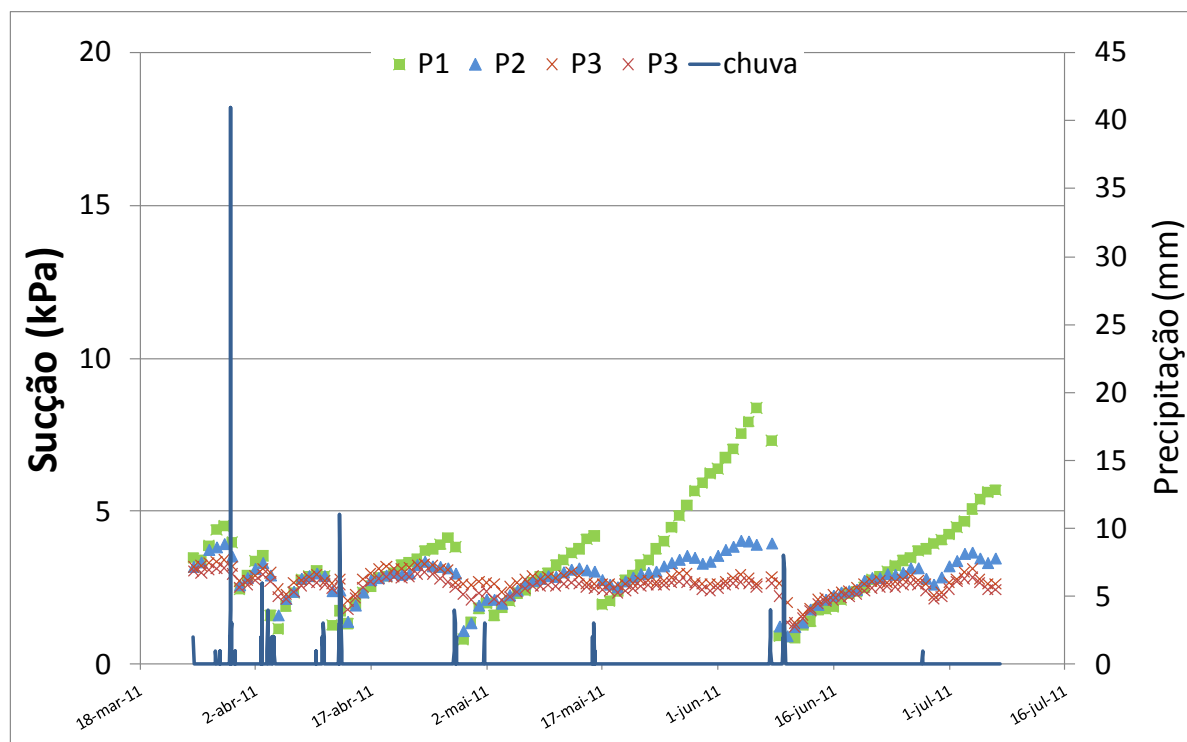


Figura 63 Variação da sucção (média diária) ao longo do tempo em BF2

A Tabela 13 apresenta os valores máximos e mínimos de sucção verificados no biofiltro BF2 por profundidade monitorada.

Tabela 13 Síntese dos valores de sucção em BF2

Ponto de investigação no biofiltro	Sucção (kPa)			
	horária		média diária	
	mínima	máxima	mínima	máxima
P1	0,1	9,3	0,8	8,4
P2	0,1	4,7	0,9	4,0
P3a	1,1	3,6	1,3	3,4
P3b	0,0	3,3	1,2	3,1

5.11 Eficiência da oxidação de metano no biofiltro BF2

Os dados de concentração do biogás no interior do BF2 estão apresentados na Figura 64. Notou-se que no biofiltro BF2 todo o metano foi oxidado antes mesmo do P3, a 45 cm no interior da camada oxidativa. Houve, portanto, 100% de redução do metano. Verificou-se, também, que neste biofiltro a concentração de oxigênio foi maior que a verificada no BF1.

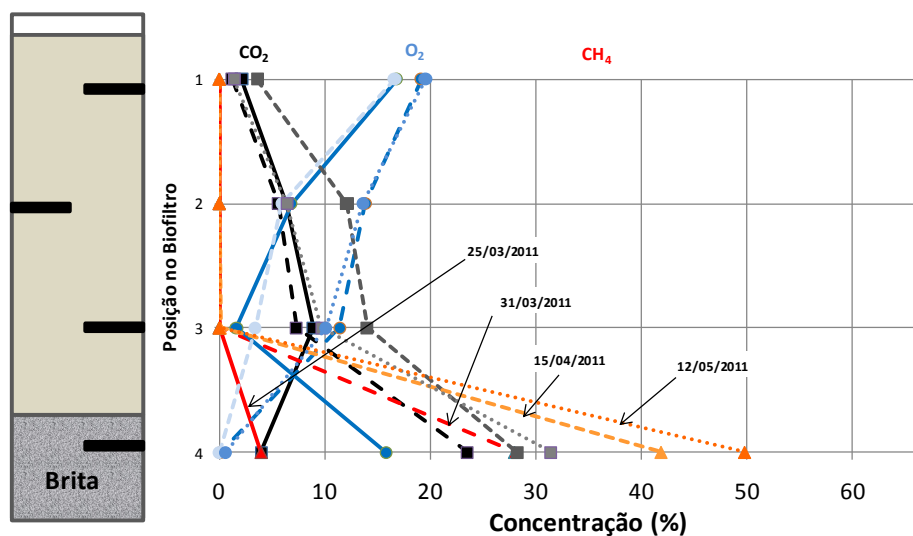


Figura 64 Resultado de composição do biogás ao longo do BF2

Salienta-se que a vazão de biogás no biofiltro BF2 é muito baixa. Deve-se observar que a alimentação de biogás é única para os dois biofiltros e que o fluxo deve ser maior onde a permeabilidade é maior. Em laboratório, obteve-se permeabilidade do BF2 quatro vezes inferior à do BF1. Suspeita-se que a permeabilidade de campo seja menor que a obtida em laboratório para o BF2.

5.12 Vazão de metano e taxa de metano oxidado

A vazão de metano foi calculada conforme descrito no item 4.11. A Figura 65 apresenta um exemplo de dados obtidos no biofiltro BF1, sendo que a Figura 65a mostra o monitoramento ao longo de 1 hora e a Figura 65b é uma ampliação dos primeiros 15 minutos para aproximação do trecho inicial por uma reta, para o cálculo da vazão.

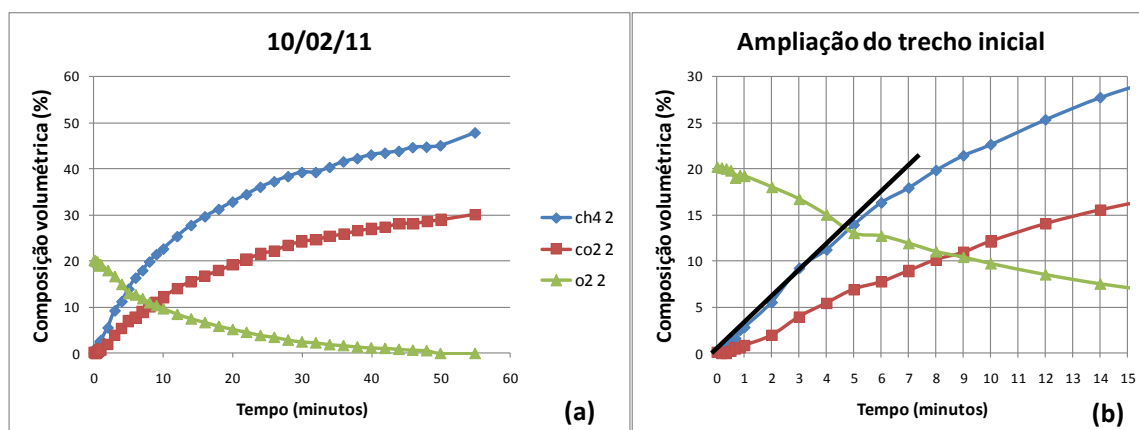


Figura 65 Resultado do ensaio de tampa em campo no BF1

A taxa de metano oxidado foi calculada conforme indicado no item 4.11. A Tabela 14 apresenta os resultados obtidos para o fluxo de metano e taxa de metano oxidado no biofiltro BF1. No dia 10/2/2011 foi medida a vazão, porém o equipamento de leitura da composição apresentou problema, não sendo possível medir a porcentagem de metano oxidado neste dia.

Tabela 14 Fluxo de metano no biofiltro BF1

Biofiltro	Data	Fluxo CH ₄ (kg/m ² /dia)	Efox(%)	Taxa de CH ₄ oxidado (kg/m ² /dia)
BF1	20/01/2011	153,50	8,0	12,2
	10/02/2011	281,41	-	-
	22/03/2011	266,06	4,9	12,9

Os valores de vazão de metano obtidos no biofiltro BF1 foram da ordem de 1000 vezes maiores que os reportados em outros estudos de campo. Isso ocorre porque no presente estudo todo o fluxo de um poço de drenagem de gás foi direcionado para um biofiltro de 40 cm de diâmetro (área superficial igual a 0,11 m²).

Os valores apresentados na Tabela 14 foram compatíveis com as vazões obtidas nos drenos de biogás do aterro Delta A em um estudo da geração de biogás neste aterro (Ensinas, 2003). Porém, no caso de uma cobertura real de aterro, apenas uma parcela do biogás gerado escapa da captação e percola através da cobertura. Esta parcela é, ainda, distribuída em uma área muito maior que a do biofiltro analisado, e, portanto, a taxa de alimentação de metano em uma cobertura real de aterro é muito menor.

Ao direcionar todo o fluxo do dreno de biogás do aterro para o biofiltro BF1, introduziu-se uma taxa de metano muito maior que a capacidade da camada oxidativa, justificando, assim, a baixa oxidação em termos de porcentagem de metano oxidado. Porém, quando avaliado em termos de taxa de metano consumido, o biofiltro BF1 apresentou consumo da ordem de $10 \text{ kg CH}_4/\text{m}^2.\text{dia}$, que é muito significativo. Em uma situação real de cobertura de aterro, com fluxo da ordem de mil vezes inferior ao introduzido no BF1, esta cobertura teria capacidade de oxidar todo o metano.

A diferença de densidade e, conseqüentemente, de permeabilidade ao ar das camadas oxidativas dos biofiltros BF1 e BF2 dificultou a comparação dos dois materiais, uma vez que não estão nas mesmas condições geotécnicas.

A baixa permeabilidade da camada oxidativa instalada no BF2, resultado da maior densidade seca em campo e da utilização de composto peneirado, implicou em maior tempo de retenção do biogás e, aparentemente, na total oxidação do metano. Porém, não foi possível quantificar a vazão de metano e a taxa de metano oxidado neste biofiltro, pois não foi detectada concentração de metano no topo do biofiltro durante o ensaio em campo para medição de fluxo.

6 CONCLUSÕES

Foram analisados diferentes materiais com foco na utilização em cobertura oxidativa de aterro de resíduos sólidos urbanos, tendo sido determinadas suas características geotécnicas e biológicas. Foi definido um modelo experimental para avaliação da cobertura em campo (biofiltro) e estabelecida uma metodologia de monitoramento e quantificação da oxidação do metano. Foram monitorados ao longo do processo o perfil de concentração dos gases metano, dióxido de carbono e oxigênio, os fatores meteorológicos (pressão atmosférica, temperatura e precipitação) e parâmetros internos da camada oxidativa (temperatura, umidade e sucção).

O solo da jazida existente no aterro, um silte argiloso da Formação Itararé, apresentou características geotécnicas desfavoráveis à cobertura oxidativa, em função de sua baixa permeabilidade ao ar, da ordem de 10^{-8} m/s. Este solo, entretanto, apresentou excelentes características para aplicação em camadas de impermeabilização, como densidade seca máxima de $1,79 \text{ g/cm}^3$ (para umidade ótima de 17%) e condutividade hidráulica de $7,5 \times 10^{-7}$ m/s.

O material do biofiltro BF1, uma mistura de composto com 'areia' de RCD, na proporção 1:3 (composto:areia), em massa, com densidade seca de $1,25 \text{ g/cm}^3$, mostrou-se adequado do ponto de vista geotécnico, porém suas características químicas retardaram a atividade das bactérias metanotróficas em laboratório.

Embora tenha sido verificada baixa oxidação de metano em laboratório para a mistura oxidativa utilizada no biofiltro BF1, no campo o material apresentou-se com alto potencial oxidativo.

O material da camada oxidativa do biofiltro BF2, uma mistura de composto com areia de Osasco, na proporção 1:3 (composto:areia), em massa, foi instalado com densidade seca de $1,50 \text{ g/cm}^3$, que se mostrou desfavorável ao fluxo dos gases. Porém este material apresentou características químicas propícias à oxidação, conforme verificado nos ensaios microbiológicos realizados em laboratório.

Considerando a alta taxa de metano introduzida no biofiltro, o desempenho do material foi satisfatório, indicando que, em uma cobertura real de aterro de RSU, poderá haver total oxidação do metano. O uso de resíduos de construção e demolição para coberturas oxidativas pode, portanto, ser considerado.

Foi proposta uma metodologia para quantificação da oxidação biológica do metano. Esta metodologia teve como base as medições do perfil de concentração do biogás ao longo do biofiltro e a vazão observada na saída do biofiltro. Embora esta proposta subestime a oxidação, ela possibilita a quantificação da oxidação mínima, de forma expedita.

A variação horária dos parâmetros analisados (temperatura, teor de umidade volumétrico e sucção) nos biofiltros BF1 e BF2 foi, conforme esperado, maior na camada mais superficial (P1). Observou-se uma tendência de acréscimo de teor de umidade volumétrico e redução da sucção com a profundidade.

Apesar do monitoramento dos parâmetros temperatura, umidade, sucção e pressão atmosférica, os poucos dados de vazão comprometeu o estabelecimento da relação destes parâmetros com o desempenho dos materiais estudados. É fundamental a determinação da vazão a cada leitura de composição no biofiltro.

O sistema experimental proposto foi adequado para alcançar os objetivos pretendidos.

7 RECOMENDAÇÕES

Recomendações para a continuidade dos estudos:

- Recompactar a camada oxidativa do biofiltro BF2 com o mesmo material, porém com densidade seca igual à $1,25 \text{ g/cm}^3$, para possibilitar a comparação, nas mesmas condições geotécnicas, com o biofiltro BF1.
- Medir a vazão em todas as leituras de composição ao longo do perfil do biofiltro, para quantificar a oxidação com base na porcentagem de metano reduzido (eficiência da oxidação).
- Comparar a taxa de metano oxidado, normalizada com a vazão, com os demais parâmetros monitorados (i.e. temperatura, umidade, sucção e pressão atmosférica), a fim de estabelecer uma relação entre eles.
- Determinar a curva de retenção por umedecimento do material da camada oxidativa do biofiltro BF2.
- Reduzir a vazão de entrada para simular a situação real da cobertura de aterro.
- Testar diferentes espessuras para a cobertura oxidativa e verificar sua eficiência.
- Testar desempenho de outros materiais para a camada oxidativa.

Além disso, sugere-se o acompanhamento dos biofiltros ao longo de um tempo, a fim de obter informações relevantes a respeito da resposta das coberturas à sazonalidade do clima, com a possibilidade de montar uma série histórica mais representativa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abichou, T., Chanton, J., Powelson, D., Fleiger, J., Escoriaza, S., & Lei, Y. (2006). Methane flux and oxidation at two types of intermediate landfill covers. *Waste Management*, pp. 26: 1305-1312.

ABNT. (1986). Amostras de solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. *NBR6457*.

ABNT. (1984). Grãos de solos que passam na peneira de 4,8 mm - Determinação da massa específica dos grãos. *NBR6508*.

ABNT. (2004). NBR 10.004 - Resíduos sólidos - Classificação.

ABNT. (1984 (versão corrigida:1988)). Solo - análise granulométrica. *NBR7181*.

ABNT. (1984). Solo - Determinação do limite de liquidez. *NBR6459*.

ABNT. (1984 (versão corrigida 1988)). Solo - Determinação do limite de plasticidade. *NBR7180*.

ABNT. (1986 (versão corrigida 1988)). Solo - Ensaio de compactação. *NBR7128*.

ABNT. (1995). Solos e rochas. *NBR6502*.

ABRELPE. (2009). *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil*.

Ait-Benichou, S., Jugnia, L.-B., Greer, C. W., & Cabral, A. R. (2009). Methanotrophs and methanotrophic activity in engineered landfill biocovers. *Waste Management*.

Atlas, R. M., & Bartha, R. (1981). *Microbial Ecology: Fundamentals and Applications*. Addison-Wesley publishing Company.

Barlaz, M. A., Green, R. B., Chanton, J. P., Goldsmith, C. D., & Hater, G. R. (2004). Evaluation of a biologically active cover for mitigation of landfill gas emissions. *Environ. Sci. Technol.*, pp. 38,4891-4899.

Barratt, P. (1995). Microbial Methane Oxidation and the Effective Biological Treatment of Landfill Generated Methane . *Waste Disposal by Landfill* , pp. 239-246.

Bergamaschi, P., Lubina, C., Konigstedt, R., Fischer, H., Veltkamp, A. C., & Zwaagstra, O. (1998). Stable isotopic signatures ($\delta^{13}\text{C}$, δD) of methane from European landfill sites. *J. Geophys. Res.* *103 D7* , pp. 8251-8265.

Berger, J., Fornés, L. V., Ott, C., Jager, J., Wawra, B., & Zanke, U. (2005). Methane oxidation in a landfill cover with capillary barrier. *Waste Management* *25 (4)* , pp. 369-373.

Bodelier, P. L., & Laanbroek, H. J. (2004). Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. *FEMS Microbiology Ecology* , pp. 47: 265-277.

Boeckx, P., & van Cleemput, O. (1996). Methane oxidation in a neutral landfill cover soil: Influence of moisture content, temperature, and nitrogen-turnover. *J. Environ. Qual.* , pp. 178-183.

Boeckx, P., & van Cleemput, O. (2000). *Trace gas emissions and plants*. Netherlands: Ed S.N. Singh.

Bogner, J., Abdelrafie Ahmed, M., Diaz, C., Faaij, A., Gao, Q., Hashimoto, S., et al. (2008). Mitigation of global greenhouse gas emissions from waste: conclusions and strategies from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fourth Assessment Report. Working Group III (Mitigation). *Waste Management & Research* , pp. 26:11-32.

Borjesson, G., & Svensson, B. H. (1997). Effects of a gas extraction interruption on emissions of methane and carbon dioxide from a landfill, and on methane oxidation in the cover soil. *J. Environ. Qual.* *26 (4)* , pp. 1182-1190 .

Borjesson, G., Chanton, J., & Svensson, B. H. (2001). Methane Oxidation in Two Swedish Landfill Covers Measured with Carbon-13 to Carbon-12 Isotope Ratios. *J. Environ. Qual.* , pp. 30: 369-376.

Borjesson, G., Sundh, I., & Svensson, B. H. (2004). Microbial oxidation of CH_4 at different temperatures in landfill cover soils. *FEMS Microbiology Ecology* *48* , pp. 305-312.

Cabral, A. R., Moreira, J. F., & Jugnia, L. -B. (10 de 2010). Biocover Performance of Landfill Methane Oxidation: Experimental Results. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING*.

CETESB. (2009). Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares.

Chanton, J., & Liptay, K. (mar de 2000). Seasonal variation in methane oxidation in a landfill cover soil as determined by an in situ stable isotope technique. *Global Biogeochem. Cycles* , pp. 51-60.

Christophersen, M., Kjeldsen, P., Holst, H., & Chanton, J. (2001). Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: factors governing gas migration. *Waste Management* , pp. 19: 595-612.

Christophersen, M., Linderod, L., Jensen, E., & Kjeldsen, P. (2000). Methane oxidation at low temperatures in soil exposed to landfill gas. *J. Environ. Qual.* , pp. 29: 1989-1997.

Conrad, R. (2009). The global methane cycle: recent advances in understanding the microbial processes involved. *Environmental Microbiology Reports* , pp. 285-292.

Czepiel, P. M., Mosher, B., Crill, P. M., & Harris, R. C. (1996). Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions. *Journal of Geophysical Research* , pp. 110:16721-16729.

De Visscher, A., & van Cleemput, O. (2003). Induction of enhanced CH₄ oxidation in soils: NH₄⁺ inhibition patterns. *Soil Biol. Biochem.* , pp. 35: 907-913.

De Visscher, A., Schippers, M., & van Cleemput, O. (2001). Short-term kinetic response of enhanced methane oxidation in landfill cover soils to environmental factors. *Biol Fertil Soils* , pp. 33: 231-237.

De Visscher, A., Thomas, D., Boeckx, P., & van Cleemput, O. (1999). Methane Oxidation in Simulated Landfill Cover Soil Environments. *Environ. Sci. Technol.* , pp. 33: 1854-1859.

Dedysh, S. N., Liesack, W., Khmelenina, V. N., Suzina, N. E., Trotsenko, Y. A., Semrau, J. D., et al. (may de 2000). *Methylocella palustris* gen. nov., sp nov., a new methane-oxidizing acidophilic bacterium from peat bags, representing a novel

subtype of serine-pathway methanotrophs. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* , pp. 955-969.

Dunfield, P., Knowles, R., Dumont, R., & Moore, T. R. (1993). Methane production and consumption in temperate and subarctic peat soils: Response to temperature and pH. *Soil Biology and Biochemistry* , pp. 25: 321-326.

Dunfield, P., Yuryev, A., Senin, P., Smirnova, A. V., Scott, M. B., Hou, S., et al. (6 de dezembro de 2007). Methane oxidation by an extremely acidophilic bacterium of the phylum Verrucomicrobia. *Nature* , pp. 879-882.

Einola, J. (2010). *Biotic Oxidation of Methane in Landfills in Boreal Climatic Conditions*. University of Jyväskylä.

Einola, J., Sormunen, K. M., & Rintala, J. A. (2003). Seasonal variation of methane, nitrous oxide and carbon dioxide emissions and methane oxidising activity at a northern landfill. *Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*. Sardinia, Italy.

Ensinas, A. V. (2003). *Estudo da geração de biogás no aterro sanitário Delta em Campinas - SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas.

Gebert, J., Grongroft, A., & Miehlich, G. (2003). Kinetics of microbial landfill methane oxidation in biofilters. *Waste Management* , pp. 609-619.

Gebert, J., Singh, B. K., Pan, Y., & Bodrossy, L. (2009). Activity and structure of methanotrophic communities in landfill cover soils. *Environmental Microbiology Reports* , pp. 1: 414-423.

Hanson, R., & Hanson, T. (1996). Methanotrophic bacteria. *Microbiological Reviews* , 439-471.

Hilger, H. A., Cranford, D. F., & Barlaz, M. A. (2000). Methane oxidation and microbial exopolymer production in landfill cover soil. *Soil Biology and Biochemistry* , pp. 32: 457-467.

Huber-Humer, M. (2004). *Abatement of landfill methane emissions by microbial oxidation in biocovers made of compost* . University of Natural Resources and Applied Life Sciences Vienna.

Huber-Humer, M., Gebert, J., & Hilger, H. (2008). Biotic systems to mitigate landfill methane emissions. *Waste Management & Research* , 26: 33-46.

Huber-Humer, M., Roder, S., & Lechner, P. (2009). Approaches to assess biocover performance on landfills. *Waste Management* , pp. 2092–2104.

Humer, M., & Lechner, P. (2001). Design of Landfill Cover Layer to Enhance Methane Oxidation - Results of two year field investigation. *Proceedings Sardinia* , (pp. 541-550). Sardinia.

IPCC. (2007b). Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Metz, B.; Davidson, O. R.; Bosch, R. Dave; Meyer, L. A.; (eds) . Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.

IPCC. (2007a). Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K. B.; Tignor, M.; Miller, H. L.; (eds) . Cambridge, UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press.

Kalyuzhnaya, M. G., Stolyar, S. M., Auman, A., Lara, J. C., Lidstrom, M. E., & Chistoserdova, L. (2005). *Methylosarcina lacus* sp. nov., a methanotroph from Lake Washington, Seattle, USA, and emended description of the genus *Methylosarcina*. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* , 55, 2345–2350.

Kettunen, R. H., Einola, J.-K. M., & Rintala, J. A. (2006). Landfill Methane Oxidation in Engineered Soil Columns at Low Temperature. *Water Air Soil Poll.* , 177: 313-334.

Kightley, D., Nedwell, D., & Cooper, M. (1995). Capacity for Methane Oxidation in Landfill Cover Soils Measured in Laboratory-Scale Soil Microcosms. *Applied and Environmental Microbiology* 61 , pp. 592-601.

Laurila, T., Tuovinen, J.-P., Lohila, A., Hatakka, J., Aurela, M., Thum, T., et al. (8 de out de 2005). Measuring methane emissions from a landfill using a cost-effective micrometeorological method. *Geophys. Res. Lett.* 32 , p. L19808.

Lopes, R. L. (2011). Infiltração de água e emissão de metano em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos. 246. Tese de doutorado da Universidade Federal de Pernambuco.

Maurice, C., & Lagerkvist, A. (2003). LFG emission measurements in cold climatic conditions: seasonal variations and methane emissions mitigation. *Cold Reg. Sci. Technol.* 36: 37-46.

Nikiema, J., Brzezinski, R., & Heitz, M. (2007). Elimination of methane generated from landfills by biofiltration: a review. *Rev Environ Sci Biotechnol* , 6:261-284.

Nozhevnikova, A. N., Lifshitz, A. B., Lebedev, V. S., & Zavarzin, G. A. (1993). Emission of methane into the atmosphere from landfills in the former USSR. *Chemosphere, Vol.26* , pp. 401-417.

Park, S., Brown, K. W., & Thomas, J. C. (out de 2002). The effect of various environmental and design parameters on methane oxidation in a model biofilter. *Waste Management & Research 20 (5)* , pp. 434-444.

Ren, T., Amaral, J. A., & Knowles, R. (1997). The response of methane consumption by pure cultures of methanotrophic bacteria to oxygen. *Can. J. Microbiol.* , pp. 925-928.

Scheutz, C., & Kjeldsen, P. (2003). Capacity for biodegradation of CFCs and HCFCs in a methane oxidative counter-gradient laboratory system simulating landfill soil covers. *Environ. Sci. Technol.*37 , p. 5143 5149.

Scheutz, C., & Kjeldsen, P. (2004). Environmental factors influencing attenuation of methane and hydrochlorofluorocarbons in landfill cover soils. *J. Environ. Qual.* , pp. 33:72-79.

Scheutz, C., Kjeldsen, P., Bogner, J., De Visscher, A., Gebert, J., Hilger, H., et al. (7 de July de 2009). Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions. *Waste Management & Research* , pp. 1-47.

Segers, R. (1998). Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry* , 41: 23-51.

Stein, V. B., & Hettiaratchi, J. P. (Jan de 2001). Methane oxidation in three Alberta soils: Influence of soil parameters and methane flux rates. *Environmental Technology* , pp. 101-111.

Stern, J., Chanton, J., Abichou, T., Powelson, D., Yuan, L., Escoriaza, S., et al. (2007). Use of a biologically active cover to reduce landfill methane emissions and enhance methane oxidation. *Waste Management* , 27: 48-58.

Tchobanoglous, G., Theisen, H., & Vigil, S. (1993). *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues*. Ed. McGraw Hill International.

Técnicas, A. B. (1984). ABNT 6508. *Grãos de solos que passam na peneira de 4,8 mm - Determinação da massa específica*.

Teixeira, P. F. (2008). *Oxidação Biológica do Metano em Coberturas de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos: Dinâmica do Processo e Aspectos Geotécnicos*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

Visvanathan, C., Pokhrel, D., Cheimchaisri, W., Hettiaratchi, J. P., & Wu, J. S. (1999). Methanotrophic activities in tropical landfill cover soils: effects of temperature, moisture content and methane concentration. *Waste Management and Research* 17 , pp. 295-313.

Whalen, S. C., Reeburgh, W. S., & Sandbeck, K. A. (1990). Rapid Methane Oxidation in a landfill cover soil. *Appl. Environ. Microbiol.* , pp. 56: 3405-3411.

Wilshusen, J. H., Hettiaratchi, J. P., & Stein, V. B. (2004). Long-term behavior of passively aerated compost methanotrophic biofilter columns. *Waste Management* , pp. 24: 643-654.

Wise, M., Vaun McArthur, J., & Shimkets, L. (1999). Methanotroph Diversity in Landfill Soil: Isolation of Novel Type I and Type II Methanotrophs Whose Presence Was Suggested by Culture-Independent 16S Ribosomal DNA Analysis. *APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY* , 4887-4897.